

# **HEMEROBE UFERSTRUKTUREN DES UNTEREN MITTELRHEINS UND IHRE VEGETATIONSKUNDLICHE BEDEUTUNG**

INAUGURAL-DISSERTATION

zur

Erlangung des Grades

Doktor der Agrarwissenschaften  
(Dr. agr.)

der

Landwirtschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen-Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

von

Lutz Kosack

aus

Andernach

---

---

Referent: Priv.-Doz. Dr. Bodo Maria Mösel  
1. Korreferent: Prof. Dr. Eberhard Fischer  
2. Korreferent: Prof. Dr. Mathias Becker

Tag der Promotionsprüfung: 14.03.2014

Erscheinungsjahr: 2014

---

## I. Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einführung</b>	<b>1</b>
1.1	Anlass der Untersuchungen	1
1.2	Stand der Forschung	2
<b>2</b>	<b>Untersuchungsgebiet</b>	<b>4</b>
2.1	Abgrenzung des Untersuchungsraumes	4
2.2	Sonderstandorte	8
2.2.1	Inseln	9
2.2.2	Buhnen	10
2.2.3	Deiche/Hafendämme	11
<b>3</b>	<b>Methodik</b>	<b>13</b>
3.1	Modellierung der Uferhemerobie	13
3.1.1	Parameter der Hemerobie-Modellierung	18
3.1.1.1	Substrat	18
3.1.1.2	Uferform	18
3.1.1.3	Beschattung	22
3.1.1.4	Uferbreite	22
3.1.1.5	Uferumfeld	23
3.1.1.6	Uferverbau	23
3.1.1.7	Exposition	25
3.1.2	Clusterung	25
3.2	Vegetationskartierung	25
3.2.1	Aufnahmedesign	25
3.2.2	Klassifikationsverfahren	28
3.2.3	Detaillkartierung ausgewählter Arten	29
3.2.4	Untersuchung der Wirtsabhängigkeit von <i>Cuscuta</i>	29
<b>4</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>30</b>
4.1	Ergebnisse der Hemerobie-Modellierung	30
4.1.1	Parameter der Hemerobie-Modellierung	30
4.1.1.1	Substrate	30
4.1.1.2	Uferform	30
4.1.1.3	Beschattung	31
4.1.1.4	Uferbreite	31
4.1.1.5	Uferumfeld	31
4.1.1.6	Uferverbau	32
4.1.1.7	Uferseiten	33
4.1.2	Clusteranalyse	35
4.2	Floristische Ergebnisse	40
4.2.1	Diversität	40
4.2.2	Stromtalarten	46
4.2.3	Neophyten	52
4.2.4	Wirtsabhängigkeit von <i>Cuscuta</i> div.	61
4.3	Pflanzensoziologische Klassifikation nach Braun-Blanquet	66
4.3.1	Bidentetea tripartitae	67
4.3.1.1	Bidentetalia tripartitae	67
4.3.2	Isoëto-Nanojuncetea bufonii	80
4.3.2.1	Cyperetalia fuscii	80
4.3.3	Phragmitetea australis	82
4.3.3.1	Phragmitetalia australis	82
4.3.4	Galio-Urticetea	85
4.3.4.1	Convolvuletalia sepium	85
4.3.4.2	Glechometalia hederaceae	103
4.3.5	Artemisieta vulgaris	106

---

4.3.5.1	Artemisietalia vulgaris .....	106
4.3.5.2	Onopordetalia acanthii .....	107
4.3.5.3	Agropyretalia intermediae-repentis .....	111
4.3.6	Salicetea purpureae .....	112
4.3.6.1	Salicetalia purpureae .....	112
4.3.7	Querco-Fagetea .....	117
4.3.7.1	Fagetalia sylvaticae .....	117
4.3.8	Molinio-Arrhenatheretea .....	119
4.3.8.1	Molinietalia caeruleae .....	119
4.3.8.2	Arrhenatheretalia .....	120
4.3.8.3	Potentillo-Polygonetalia .....	121
4.3.9	Sedo-Scleranthetea .....	127
4.3.9.1	Sedo-Scleranthetalia .....	128
4.3.10	Asplenetalia trichomanis .....	129
4.3.10.1	Parietalia judaicae .....	129
4.3.11	Rhamno-Prunetea .....	129
4.3.11.1	Prunetalia spinosae .....	129
4.3.12	Festuco-Brometea .....	129
4.3.12.1	Brometalia erecti .....	129
4.3.13	Trifolio-Geranietea .....	131
4.3.13.1	Origanetalia vulgaris .....	131
4.3.14	Sisymbrietea .....	131
4.3.14.1	Sisymbrietalia .....	131
4.3.15	Stellarietea mediae .....	132
4.3.16	Polygono arenastri-Poetea annuae .....	132
4.3.17	Diskussion der klassischen Syntaxonomie .....	133
4.4	Numerische Klassifikation .....	138
4.4.1	TWINSpan .....	139
4.4.1.1	Durchführung der TWINSpan-Klassifikation .....	139
4.4.1.2	Diskussion des TWINSpan-Algorithmus .....	140
4.4.2	COCKTAIL-Methode .....	143
4.4.2.1	Durchführung der COCKTAIL-Klassifikation .....	143
4.4.2.2	Klassifizierung nach der modifizierten COCKTAIL-Methode .....	153
4.4.2.3	Diskussion der modifizierten COCKTAIL-Methode .....	184
4.4.2.4	Ordination der Ergebnisse der modifizierten COCKTAIL-Methode .....	189
4.4.2.5	Kritik der modifizierten COCKTAIL-Methode .....	191
4.4.3	Clusteranalyse .....	192
4.4.3.1	Durchführung der Clusteranalyse .....	192
4.4.3.2	Diskussion der Clusteranalyse .....	193
4.4.4	Diskussion der numerischen Klassifikation .....	195
4.5	Hemerobie der Ufertypen und deren Vegetation .....	197
4.5.1	Syntaxonomische Betrachtung der Hemerobie .....	197
4.5.2	Idiotaxonomische Betrachtung der Hemerobie .....	202
4.5.2.1	Regionale Hemerobie-Zeiger .....	204
4.5.2.2	Neophyten als Hemerobie-Zeiger .....	209
4.5.2.3	Biodiversität und Hemerobie .....	216
4.5.2.4	Stromtalarten und Hemerobie .....	219
4.5.2.5	Hemerobie des Substrates .....	221
4.5.2.6	Hemerobie und Uferbreite .....	229
4.5.2.7	Hemerobie und Uferumfeld .....	230
4.5.2.8	Hemerobie und Uferverbau .....	230
4.5.2.9	Hemerobie und Überflutungsdauer .....	232
4.5.2.10	Hemerobie und funktionale Merkmale .....	235
4.5.2.11	Weitere potenzielle Parameter .....	239



---

<b>5</b>	<b>Hemerobie und Naturschutz.....</b>	<b>241</b>
5.1	Hemerobie und Gefährdung .....	243
5.2	Hemerobie und Hotspots .....	247
5.3	Hemerobie und Entwicklungspotenziale .....	253
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung.....</b>	<b>255</b>
<b>7</b>	<b>Summary.....</b>	<b>257</b>
<b>8</b>	<b>Quellenverzeichnis.....</b>	<b>259</b>
8.1	Literatur .....	259
8.2	Kartenmaterial .....	274
8.3	Verwendete Software .....	274

**Anlagen auf beiliegender CD:**

Anlage 1: Gesamtartenliste

Anlage 2: Karte des Untersuchungsraumes (1: 150.000)

Anlage 3: Vegetationsaufnahmen (Blatt 1 – Blatt 16)

Anlage 4: Abbildung 27: Modellierung der Ergebnisse der COCKTAIL-Analyse der  
Ufervegetation am Unteren Mittelrhein

---

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Untersuchungsraum (km 592,2-659,2) .....	7
Abbildung 2: Historische Entwicklung des Flussufers bei Oberwinter (km 636,5-639,5) .....	14
Abbildung 3: Typisierte Uferformen .....	19
Abbildung 4: Schematische Darstellung der Flachufer .....	20
Abbildung 5: Schematische Darstellung der Hochufer .....	20
Abbildung 6: Schematische Darstellung der Steilufer .....	21
Abbildung 7: Schematische Darstellung der Stufenufer .....	21
Abbildung 8: Ganglinien des Pegels Andernach (km 613,78) für 2011-2013 .....	27
Abbildung 9: Verteilung der gemessenen Uferbreiten am Unteren Mittelrhein .....	31
Abbildung 10: Nutzungsformen des Uferumfeldes von 200 m im Untersuchungsraum .....	31
Abbildung 11: Uferverbau im Bereich km 639-644 .....	33
Abbildung 12: Boxplot-Analyse des 1. Klassifizierungsschrittes bei Bildung der Hemerobie-Cluster am Beispiel von Substrat, Beschattung, (Ufer-)Verbau und (Ufer-)Breite .....	36
Abbildung 13: Neophytenanzahl der Vegetationsaufnahmen in Abhängigkeit vom Rheinverlauf .....	61
Abbildung 14: Entwicklung eines Phalaridetum arundinaceae infolge unterschiedlicher Witterungseinflüsse (km 647,82-r) .....	84
Abbildung 15: Abhängigkeit der Artenzahl vom Deckungsgrad von <i>Impatiens glandulifera</i> ..	96
Abbildung 16: Abhängigkeit der Artenzahl vom Deckungsgrad von <i>Helianthus tuberosus</i> ..	97
Abbildung 17: <i>Solidago gigantea</i> -Bestände bei Bad Breisig (km 622,3-l) .....	99
Abbildung 18: Abhängigkeit der Artenzahl vom Deckungsgrad von <i>Solidago gigantea</i> .....	102
Abbildung 19: Abhängigkeit der Artenzahl vom Deckungsgrad von <i>Fallopia japonica</i> .....	103
Abbildung 20: Natürliche Fluktuationsprozesse am Unteren Mittelrhein .....	133
Abbildung 21: Fluktuationen im Bereich der Ahrmündung (629,35-l); in Reihenfolge: 2011, 2012, 2013 .....	134
Abbildung 22: Fluktuationen in Abhängigkeit vom Einsetzen der Niedrigwasserphase am Beispiel einer Kiesfläche am Mündungstrichter der Ahr (km 629,35-l) .....	134
Abbildung 23: Klassifikationsbeispiel der <i>Origanum vulgare</i> -Gruppe (Kap. 4.4.2.2; Pkt. 5) ..	153
Abbildung 24: Vergleich der Strategietypen zwischen der <i>Rorippa amphibia</i> - und der <i>Chenopodium album</i> -Gruppe; Verteilung aller Arten der zugeordneten Aufnahmen .....	157
Abbildung 25: Strategietypen der <i>Cuscuta europaea</i> -, <i>Festuca arundinacea</i> - und der <i>Phalaris arundinacea</i> -Gruppe; Verteilung aller Arten der zugeordneten Aufnahmen ..	167
Abbildung 26: Zuordnung von Aufnahmen (Kleinbuchstaben bzw. ?) zu drei Artengruppen (Kreise) vor der modifizierten COCKTAIL-Klassifikation (links) und nachher (rechts) (in Anlehnung an KÖCI et al. 2003) .....	185
Abbildung 27: Modellierung der Ergebnisse der COCKTAIL-Analyse der Ufervegetation am Unteren Mittelrhein .....	188
Abbildung 28: DCA der Vegetationsaufnahmen nach Zuordnung durch die modifizierte COCKTAIL-Klassifizierung; schwarze Linie: ungefähre Lage der 1. Dichtomisierung des TWINSpan-Algorithmus .....	190
Abbildung 29: Prozentualer Anteil der Neophyten in den Hemerobie-Clustern .....	211
Abbildung 30: Prozentualer Anteil der indigenen Arten, Archäophyten und Neophyten in den Hemerobie-Clustern .....	212
Abbildung 31: Beziehung zwischen Neophyten und Hemerobie an Ufern des Unteren Mittelrheins im Vergleich zur Elbe .....	213
Abbildung 32: Neophytenanzahl pro Aufnahme (rot) bei km 624-628 .....	215
Abbildung 33: $\alpha$ -Biodiversität der einzelnen Hemerobie-Cluster .....	216
Abbildung 34: Boxplot der gemittelten Shannon-Indizes der weniger hemeroben Cluster (HC1, HC2, HC3) und der hemeroben Cluster (HC8, HC9, HC10) .....	217
Abbildung 35: Evenness-Werte der Hemerobie-Cluster .....	218

---

Abbildung 36: $\beta$ -Diversität der Hemerobie-Cluster mittels der Percentage-Similarity als Massengemeinschaftskoeffizient und dem Sørensen-Index als Präsenz- Gemeinschaftskoeffizient .....	219
Abbildung 37: DCA der wesentlichen Substrate der Vegetationsaufnahmen mit einer Post- hoc-Korrelation der Hemerobie-Parameter .....	228
Abbildung 38: CSR-Strategien in Bezug zu Hemerobie-Clustern .....	235
Abbildung 39: DCA mit einer Post-hoc-Korrelation der Hemerobie-Parameter .....	238
Abbildung 40: Blattanatomie von Arten bezogen auf die Hemerobie-Cluster.....	239
Abbildung 41: Hotspots der flussufertypischen und wenig hemeroben Bereiche des Unteren Mittelrheintals .....	251

---

## II. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Inseln im Bereich des Untersuchungsraumes .....	4
Tabelle 2: Hafenbecken/Stillgewässer im Bereich des Untersuchungsraumes.....	4
Tabelle 3: Größe des Untersuchungsraumes .....	5
Tabelle 4: Langjährige Mittelwerte von Klimadaten im Untersuchungsraum .....	8
Tabelle 5: Parameter der Uferstrukturkartierung .....	16
Tabelle 6: Ableitung des Index für den Parameter „Uferbreite“ .....	23
Tabelle 7: Ableitung des Index für den Parameter „Uferumfeld“ .....	23
Tabelle 8: Ableitung des Index für den Parameter „Uferverbau“ .....	24
Tabelle 9: Gesamt-Hemerobie-Index durch Gewichtung der einzelnen Parameter.....	25
Tabelle 10: Minimumareale der Vegetationsaufnahmen.....	28
Tabelle 11: Verteilung der Substrate im Untersuchungsraum.....	30
Tabelle 12: Verteilung der Uferformen im Untersuchungsraum .....	30
Tabelle 13: Umfang des Uferverbaus im Untersuchungsraum .....	32
Tabelle 14: Flächenmäßige Verteilung der Substrate im Vergleich der Rheinuferseiten und Rheininseln .....	34
Tabelle 15: Verteilung der Uferformen im Untersuchungsraum auf die Rheinuferseiten und Rheininseln .....	34
Tabelle 16: Uferverbau im Untersuchungsraum bezogen auf die Rheinseiten und -inseln ...	35
Tabelle 17: Ergebnis der Clusteranalyse hinsichtlich der überwiegend auf abiotischen Parametern aufbauenden Hemerobie-Cluster .....	37
Tabelle 18: Mittelwerte der Klassifizierungs-Parameter der Hemerobie-Cluster .....	38
Tabelle 19: Verteilung der Hemerobie-Cluster auf die Rheinuferseiten und Rheininseln .....	39
Tabelle 20: Frequenzen der häufigsten Arten im Rahmen der Vegetationsaufnahmen .....	41
Tabelle 21: Arten mit Vorkommensschwerpunkt auf der SW-exponierten, rechten Rhein- seite .....	43
Tabelle 22: Arten mit Vorkommensschwerpunkt auf der NE-exponierten, linken Rheinseite	45
Tabelle 23: Regional differenzierte Stromtalarten des Unteren Mittelrheintals.....	47
Tabelle 24: Häufigste Neophyten im Untersuchungsraum.....	54
Tabelle 25: C <sub>4</sub> -Arten im Untersuchungsraum .....	57
Tabelle 26: Invasive Arten im Untersuchungsraum (NEOFLORE 2013).....	57
Tabelle 27: Anzahl an Neophyten in Vegetationsaufnahmen mit Gärten und Bebauung im Uferumfeld .....	60
Tabelle 28: Wirtsspezifität von <i>Cuscuta lupuliformis</i> , <i>Cuscuta gronovii</i> und <i>Cuscuta</i> <i>europaea</i> .....	63
Tabelle 29: Aufnahmebeispiel eines Bidenti-Polygonetum hydropiperis .....	68
Tabelle 30: Aufnahmebeispiel eines Polygono brittingeri-Chenopodietum rubri typicum var. <i>aviculare</i> .....	75
Tabelle 31: Aufnahmebeispiel eines <i>Brassica nigra</i> -Gesellschaft im Bereich des Senecionion .....	77
Tabelle 32: Aufnahmebeispiel eines Bidenti-Brassicetum nigrae im Bereich des Chenopodion außerhalb der Stichprobenuntersuchungen .....	78
Tabelle 33: Aufnahmebeispiel eines Cypero fusci-Limoselletum aquaticae .....	81
Tabelle 34: Aufnahmebeispiel eines ‚Cuscuta-Convolutetum euphorbietosum esulae‘ .....	88
Tabelle 35: Aufnahmebeispiel eines ‚Cuscuta lupuliformis-Rubetum caesii ass. nov.‘ .....	91
Tabelle 36: Präferenzen dominanter Neophyten im Bereich der Weichholzaue .....	94
Tabelle 37: Treuewerte (u <sub>hyp</sub> siehe Kap. 4.4.2.1) von <i>Impatiens glandulifera</i> .....	95
Tabelle 38: Aufnahmebeispiel einer <i>Solidago gigantea</i> -Gesellschaft .....	99
Tabelle 39: Treuewerte (u <sub>hyp</sub> siehe Kap. 4.4.2.1) von <i>Solidago gigantea</i> .....	100
Tabelle 40: Aufnahmebeispiel eines Chaerophylletum bulbosi.....	104
Tabelle 41: Aufnahmebeispiel eines Tanaceto-Artemisietum vulgaris .....	108
Tabelle 42: Aufnahmebeispiel eines Dauco-Picridetum.....	110
Tabelle 43: Aufnahmebeispiel eines Convolvulo-Agropyretum repentis .....	112

Tabelle 44: Aufnahmebeispiel eines <i>Salicetum triandrae</i> .....	113
Tabelle 45: Aufnahmebeispiel eines <i>Salicetum albae</i> .....	114
Tabelle 46: Aufnahmebeispiel eines <i>Quercu-Ulmetum minoris</i> .....	118
Tabelle 47: Aufnahmebeispiel eines trockenen <i>Arrhenatheretum elatioris</i> .....	121
Tabelle 48: Aufnahmebeispiel eines <i>Rorippo sylvestris-Juncetum compressi</i> Lohm. 81' ...	124
Tabelle 49: Aufnahmebeispiel eines <i>Potentillo-Festucetum arundinaceae</i> .....	125
Tabelle 50: Aufnahmebeispiel eines <i>Agropyro-Rorippetum austriacae</i> .....	127
Tabelle 51: Aufnahmebeispiel eines <i>Brometum</i> .....	130
Tabelle 52: Zuordnung der Aufnahmen nach klassischer Syntaxonomie.....	135
Tabelle 53: TWINSpan-Klassifikation nach der 1. Dichotomisierung anhand zweier Aufnahmebeispiele .....	141
Tabelle 54: TWINSpan-Klassifikation nach der 6. Dichotomisierung anhand zweier Aufnahmebeispiele .....	142
Tabelle 55: Mittlere Artenzahlen der Aufnahmeflächen unterschiedlicher Größe.....	150
Tabelle 56: Aufnahmebeispiel der <i>Rorippa amphibia</i> -Gruppe bei km 618,6-r .....	156
Tabelle 57: Aufnahmebeispiel der <i>Festuca arundinacea</i> -Gruppe .....	163
Tabelle 58: Aufnahmebeispiel der <i>Eragrostis minor</i> -Gruppe; Aufnahme bei km 652,2-r außerhalb der systematisch erhobenen Vegetationsaufnahmen .....	175
Tabelle 59: Mittelwerte der Feuchte-Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) und mittlere Höhe über MW der modifizierten COCKTAIL-Gruppen .....	186
Tabelle 60: Aufnahmebeispiel der <i>Phalaris arundinacea</i> -Gruppe .....	192
Tabelle 61: Evaluierung der Ergebnisse der Clusteranalyse mittels der „indicator species analysis“ (Monte Carlo-Test).....	194
Tabelle 62: Anteil der modifizierten COCKTAIL-Gruppen bezogen auf die Hemerobie-Cluster .....	198
Tabelle 63: Uneinheitliche Verteilung von <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Festuca arundinacea</i> und <i>Rorippa sylvestris</i> auf die Hemerobie-Cluster .....	199
Tabelle 64: "Zeigerarten" der Hemerobie-Cluster mittels „indicator species analysis“ .....	203
Tabelle 65: Hemerobie-Zeiger am Unteren Mittelrhein; Auswertung mittels des Barkman's TCV .....	206
Tabelle 66: Zeiger weniger hemerober Standorte am Unteren Mittelrhein; Auswertung mittels des Barkman's TCV .....	207
Tabelle 67: Vergleich der lokalen Hemerobie-Zeigerwerte am Unteren Mittelrhein mit den Hemerobiestufen nach KLOTZ & BRIEMLE (2002).....	208
Tabelle 68: Anzahl an Stromtalarten in Hemerobie-Clustern .....	220
Tabelle 69: Substrate der Hemerobie-Cluster bezogen auf die Vegetationsaufnahmen .....	221
Tabelle 70: Zuordnung der vorgefundenen Substrate zu den modifizierten COCKTAIL-Gruppen.....	222
Tabelle 71: Arten der Pflasterflächen am Unteren Mittelrhein.....	223
Tabelle 72: Arten der Sande am Unteren Mittelrhein.....	224
Tabelle 73: Arten der Wasserbausteine am Unteren Mittelrhein.....	225
Tabelle 74: Arten der kiesigen Substrate am Unteren Mittelrhein .....	226
Tabelle 75: Spezifische Arten hemerober Substrate (Pflaster, Wasserbausteine, Mauern) und ahemerober Substrate (Sand, Kies, bindiger Boden) .....	227
Tabelle 76: Zeigerarten hinsichtlich der Uferbreite: schmale Ufer.....	229
Tabelle 77: Zeigerarten hinsichtlich der Uferbreite: breite Ufer .....	229
Tabelle 78: Zeigerarten hinsichtlich des Uferverbau: „verbaute Ufer“ .....	231
Tabelle 79: Zeigerarten hinsichtlich des Uferverbau: „unverbaute Ufer“ .....	231
Tabelle 80: Mittlere Höhe ausgewählter Arten bezogen auf den Mittelwasserspiegel.....	233
Tabelle 81: Lebensformenspektren ausgewählter, modifizierter COCKTAIL-Gruppen .....	236
Tabelle 82: Lebensformenspektrum der Hemerobie-Cluster .....	236
Tabelle 83: Arten der Roten Liste im Untersuchungsraum .....	244

---

### III. Abkürzungsverzeichnis

**Layer**                      S: Strauchschicht:    \_S (z. B. *Robinia pseudoacacia\_S*)  
                                 B1: 1. Baumschicht:    \_B1  
                                 B2: 2. Baumschicht:    \_B2

**MW**                              Mittelwasser

**Rheinkilometrierung**    rechtsrheinisch:    -r (z. B. km 632-r)  
                                 linksrheinisch:    -l (z. B. km 632-l)

Rheininseln:            **Grafenwerth:**                      GW  
                                 **Nonnenwerth:**                    NoW  
                                 **Hammersteiner Werth:**            HW  
                                 **Namedyer Werth:**                    NaW  
                                 **Weißenthurmer Werth:**            WW  
                                 **Urmitzer Werth:**                      UW  
                                 **Niederwerth:**                        NiW

#### **Substrate:**

asp      Asphalt  
b        Blöcke  
bau      Bauschutt  
bb       bindiger Boden  
bet      Beton  
bp       Betonpflaster  
          -v            voll verfugt  
          -hv           stark verfugt  
          -ho           kaum verfugt  
          -o            offenfugig  
fe       Fels  
fk       Feinkies  
gk       Grobkies  
k        Mittelkies  
ma      Mauer  
p        Steinpflaster  
          -v            voll verfugt  
          -hv           stark verfugt  
          -ho           kaum verfugt  
          -o            offenfugig  
s        Sand  
sl       Schlamm  
sla      Schlacke  
slaf     Schlacke (zerfallend)  
ss       Steinschüttung: große-mittlere Wasserbausteine  
ssk      Steinschüttung: kleine Wasserbausteine  
ssf      Steinschüttung (vereinzelt bzw. zerfallend)  
st       Steine

**WSA**                      Wasser- und Schifffahrtsamt

---

## Danksagung

Vor allem möchte ich mich bei Priv.-Doz. Dr. Bodo Maria Möseler für die Unterstützung und die immer wieder inspirierenden Diskussionen bedanken. Besten Dank auch an Prof. Dr. Eberhard Fischer und Prof. Dr. Mathias Becker als Koreferenten. Dr. Peter Horchler sei vielmals gedankt für die Ideen und Unterstützung seitens der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und Dr. Ulf Schmitz für die wertvollen Hinweise bezüglich der Amaranthaceae und der Gattung *Cuscuta*. Auch besten Dank an Dr. Miguel Alvarez für die Hinweise zur numerischen Statistik.

Selbstverständlich darf an dieser Stelle Marie Weller nicht fehlen, welche sich mit mir unermüdlich durch die Ufervegetation kämpfte. Und natürlich besten Dank an Frau Barbara Vogt für das eifrige Korrekturlesen vorliegender Arbeit.

# 1 Einführung

## 1.1 Anlass der Untersuchungen

Der Mittelrhein begeistert in seiner landschaftlichen Einzigartigkeit schon immer die Menschen. Jedoch sind die Ufer und Flussauen im Bereich des Unteren Mittelrheins, wie nahezu an allen mitteleuropäischen Strömen, in der Regel sehr stark anthropogen überprägt bzw. nur noch in kleinsten Fragmenten in naturnäherer Form vorhanden. Dennoch stellen die meisten verbauten Ufer kleinflächig nach wie vor autotypische Lebensräume mit hoher Standortdynamik dar.

Im Rahmen der vorliegenden Dissertation soll geprüft werden, in welcher Weise und in welchem Umfang stark anthropogen überformte Rheinufer zur Sicherung der ursprünglichen Uferflora und -vegetation beitragen und welche Bedeutung diese Uferstandorte für die regionale Biodiversität in einer nach anthropogenen Ansprüchen geformten Auenlandschaft haben.

Die weniger anthropogen, entweder nur teilweise oder lediglich indirekt anthropogen beeinflussten Rheininseln (z. B. Urmitzer Werth, Weißenthurmer Werth, Nonnenwerth) und Uferabschnitte werden im Rahmen der Untersuchungen als wenig hemerobe Referenzflächen betrachtet, wobei die Hemerobie hierbei als Maß für den menschlichen Kultureinfluss auf Ökosysteme (KOWARIK 1999:57) herangezogen wird.

Neben der Charakterisierung verschiedener Hemerobiegrade der Ufer des Unteren Mittelrheins steht vor allem die Frage der Ursache der jeweiligen Zusammensetzung und der naturschutzfachlichen Bedeutung der rezenten Uferflora und -vegetation im Mittelpunkt der Dissertation.

**Folgende zentrale Thesen und Fragestellungen sind Inhalt vorliegender Arbeit:**

- Welche abiotischen (und biotischen) Standortfaktoren beeinflussen Flora und Vegetation der Rheinuferstypen zwischen Koblenz und Bonn?
- In welchem Umfang und Ausmaß sind anthropogen überformte Strukturen vorhanden und von den wenig hemeroben abgrenzbar?
- Wie sind die Ufer aus abiotischer Sicht zu klassifizieren?
- Inwiefern prägen hemerobe Strukturen die Ufervegetation bzw. inwiefern werden sie von der Flusssdynamik überprägt?
- Welche Pflanzenarten bauen die Flora der hemeroben Rheinufer zwischen Koblenz und Bonn auf? (idiotaxonomischer Ansatz)
- Welche Pflanzengesellschaften baut die Vegetation der hemeroben Ufer auf? (syntaxonomischer Ansatz)
- Wie können die stark anthropogenen Vegetationstypen der Uferstypen (syntaxonomisch) klassifiziert werden?
- Inwiefern sind abiotische und biotische Hemerobie miteinander korreliert?
- Sind Zeigerarten hinsichtlich der Hemerobie abzuleiten und sind konkrete Verbreitungsmuster erkennbar?
- Welche Beziehungen sind zwischen der Hemerobie, dem Vorkommen von Stromtalararten, Neophyten, Therophyten bzw. der Biodiversität zu erkennen?
- Tragen die hemeroben Ufer des Rheins zur Sicherung der ursprünglichen Auenvegetation bei?
- Wie lassen sich floristische „Hotspots“ definieren?



Standortparameter und funktionale Merkmale sollen zur Deutung von Verbreitungsmustern herausgearbeitet und interpretiert werden. Erwartet werden Aufschlüsse über die Verbreitung von Arten entlang linearer Uferstrukturen.

Ziel ist es, die Bedeutung der rezenten Rheinufer als wichtige Refugial- oder Sekundärstandorte für den Arten- und Biotopschutz zu prüfen und die Bedeutung anthropogener Uferformen einzuschätzen. Neben der Bewertung der naturschutzfachlichen Wertigkeit sollen möglichst geeignete Schutzmaßnahmen und Renaturierungsvorschläge abgeleitet werden.

## 1.2 Stand der Forschung

Über **Flussufervegetation als azonale Vegetation** wurde bereits vielfach geforscht. In Zusammenhang mit den klimatischen Besonderheiten der Talsituation und edaphischen Bedingungen stellt sich eine charakteristische Vegetation ein. So hatte PASSARGE (1993) die uferparallele Vegetationszonierung und sukzessive Vegetationsabfolgen in Abhängigkeit von den schwankenden Wasserständen und Feuchtestufen dargestellt. LOHMEYER & SUKOPP (1992) führten die Bedeutung von Flüssen für die Ausbreitung von Pflanzen aus und BRANDES (1998a) wies sie als Standorte mit höchster Dynamik aus. Die Kombination aus der Transportleistung des Wassers, stetiger Erosion und Akkumulation, wechselnden Wasserständen, hydraulischer Belastung und optimaler Versorgung mit Wasser und Nährstoffen gestaltet eine ganz eigene, azonale Vegetation.

In der Bundesrepublik Deutschland befinden sich nur noch 10 % der verbliebenen Flussauen in einem naturnahen Zustand (BUNDESANSTALT FÜR NATURSCHUTZ 2012). Hierbei sind die noch halbwegs naturnahen Bereiche der **Oder** und **Elbe** (BRANDES & SANDER 1995b) für Vegetationskundler deutlich häufiger Gegenstand der Forschung als die intensiv verbauten Ufer wie z. B. des Unteren Mittelrheins. Im Gegensatz zur Oder und Elbe sind hier fast alle Ufer befestigt und kaum Akkumulations- und Abrasionsflächen, Altwasser, Kolke, Flutrinnen, Senken oder ähnliche Strukturen vorhanden. An der Elbe wurde von SANDER (1996) die Vegetation in Abhängigkeit vom Ausbauzustand betrachtet. Die hemeroben Auswirkungen auf die Vegetation der Saar-Ufer untersuchte beispielsweise LUDEWIG (1999). Der **Mittelrhein** stellt bezüglich der floristischen Erforschung besondere Defizite dar. Überwiegend liegen für den Unteren Mittelrhein nur ältere Arbeiten von LOHMEYER (1970a, 1975, 1981) vor. LOHMEYER (1982, 1981) untersuchte ausführlicher die hemeroben Uferstrukturen und beschrieb deren Zusammensetzung. KRAUSE (1990b) stellte fest, dass auch Ufermauern, Steinpflaster und Schüttungen als bedeutender Pflanzenstandort anerkannt werden sollten. Neben den Arbeiten LOHMEYERS sind im Bereich des Unteren Mittelrheins kaum weitere Arbeiten vorhanden. Im Bereich des Bonner Rheinufer haben HACHTEL et al. (1999) Artinventuren durchgeführt mit dem Ziel, die floristische Bedeutung auch der anthropogenen Uferstrukturen einzuschätzen. Eine qualitative Erfassung der Vegetation auf Basis der 500 m-Abschnitte der Rheinkilometrierung, wie von HACHTEL et al. (1999), aber auch von LAUDAN & RÜTTEN (2009) im Bereich Rheinufer der Stadt Bonn umgesetzt, erweist sich alleine als nicht ausreichend, um die Vegetationsformen zu verstehen, und gibt nur eine grobe Einschätzung der Vor-Ort-Situation wieder. Die zeitliche Entwicklung der Ufervegetation im Raum Bonn wurde zudem von KOSACK et al. (2013) dargestellt.

Unabhängig von der geographischen Region sind vor allem, verglichen mit den hemeroben Uferstrukturen, die naturnahen Standorte von **Pflanzengesellschaften** ausführlicher untersucht worden. Dabei stehen beispielsweise die Bidentetea im Mittelpunkt, welche im Bereich des Chenopodion von WISSKIRCHEN (1995) umfassend dargestellt wurden, bzw. als ganze Klasse von PHILIPPI (1984) am Oberrhein beschrieben wurden. Hinsichtlich der charakteristischen Vegetation unterhalb der Mittelwasserlinie am Niederrhein hat SCHMITZ (2002) ausführlich berichtet. Anthropogen stark überformte Ufer sind hierbei wesentlich schwerer zu fassen und stellen die syntaxonomische Klassifikation von Vegetationseinheiten vor eine große Herausforderung.

Am **Unteren Mittelrhein** treten naturnahe Uferbereiche nur noch punktuell auf und überwiegend werden anthropogen völlig überformte Ufer angetroffen. Allerdings sind diese, manchmal nur wenige Meter breite Streifen einige der wenigen Flächen, in welchen keine unmittelbaren Nutzungen oder weitere direkten Eingriffe des Menschen in der modernen Kulturlandschaft erfolgen. So ist abschnittsweise der Nutzungsdruck gering und dynamische Prozesse werden kleinflächig noch zugelassen. Letztendlich überlagern sich flusssynamische Prozesse hinsichtlich der Artausbreitung mit für Talsituationen typischen anthropogenen Verkehrs- und Siedlungsdichten. Mit den insbesondere ab 1851 im Zuge der Gründung der Preußischen Rheinstrombauverwaltung (KRAUSE 1990b) beginnenden Befestigung der Ufer des Unteren Mittelrheins mit Wasserbausteinen und Basaltpflaster wurden infolge des Rückgangs der flusssynamischen Störungen durch den massiven Ausbau eine Vielzahl naturnaher Strukturen weitgehend zerstört. Die technische Weiterentwicklung von der Schleppschiffahrt zu Dampfschiffen und der gleichzeitige Bau von Eisenbahnstrecken stellten neue Anforderungen an die „Gewässerstraße Rhein“. Treffend stellte BRANDES (1998a) fest, dass die Auswirkungen von Gewässerbau, die hiermit verbundene hydromorphologische Degradation und die Gewässerverschmutzung auf die Vegetationsdynamik kaum untersucht sind. Dabei sind Auenökosysteme besonders empfindlich gegenüber Störungen der Hydrologie.

Zumeist betreffen die bereits vorhandenen wissenschaftlichen Studien Fragen der Auenökologie insbesondere in Zusammenhang mit **Hochwasserereignissen**. In dem hier vorliegenden Untersuchungsraum sind nur fragmentarische Auenreste vorhanden. Folglich stehen die fast ausschließlich anthropogen überformten, unmittelbaren Uferbereiche im Mittelpunkt.

Vermehrt wurde auch über das Vorkommen und die Autökologie von **Stromtalpflanzen** berichtet (BURKART 2001; SIEDENTOPF 2006), wobei deren Vorkommen kaum mit hemeroben Strukturen abgeglichen wurde. Zudem liegt ein weiterer Schwerpunkt von Arbeiten im Bereich der Flussufer häufig auf der **Neophytenproblematik** (z. B. ADOLPHI 1996; BRANDES & SANDER 1995b) bzw. Fragen der **Ausbreitungsbiologie** (SCHMITZ 2002).

Welche Bedeutung allerdings die stark anthropogen überprägten Bereiche haben und wie sie ursächlich zusammengesetzt sind, ist bisher hingegen kaum untersucht worden. Insbesondere ist hierbei von Interesse, inwiefern die anthropogenen Strukturen als Sekundärstandorte bedeutende Habitate darstellen und wie der Mensch als „Standortfaktor“ zu bewerten ist. So stellte auch BRANDES (1996a) die Frage, inwiefern Ufermauern eine Bedeutung für die Erhaltung der Biodiversität der Flussufer haben. Bereits definierte Hemerobie-Werte bezüglich einzelner Arten (z. B. nach KLOTZ & BRIEMLE 2002) bzw. die Einschätzungen der Naturnähe von Pflanzengesellschaften (DIERSCHKE 1984, KOWARIK 1988) werden zur Hemerobieeinstufung von Fließgewässern verwandt (z. B. FILZEK 2008), wobei die unmittelbare Übertragbarkeit der Ergebnisse auf stark anthropogen veränderte Ufer in Frage gestellt werden sollte. In diesem Zusammenhang ist die Frage hinsichtlich der Definition und der Modellierung der **Standorthemerobie** und die Ableitung regionaler Hemerobie-Zeiger von zentraler Bedeutung.

## 2 Untersuchungsgebiet

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung werden in einem ersten Arbeitsschritt die überwiegend abiotischen Uferstrukturen hinsichtlich der Hemerobie erfasst und modelliert (Kap. 4.1). Nach einer Übersicht der biotischen Untersuchungsergebnisse (Kap. 4.2) werden in den nächsten Kapiteln Methoden der Vegetationsklassifikation für vorliegenden Datensatz diskutiert (Kap. 4.3 und 4.4). Abschließend werden die Hemerobie-Cluster und die biotische Klassifikation hinsichtlich von Korrelationen in Bezug zur Hemerobie untersucht (Kap. 4.5) und Rückschlüsse hinsichtlich der Bedeutung hemerober Uferstrukturen am Unteren Mittelrhein gezogen (Kap. 5).

### 2.1 Abgrenzung des Untersuchungsraumes

Der Untersuchungsraum umfasst die beidseitigen Rheinufer zwischen Koblenz (Mosel-Mündung bei km 592,2-l) und Bonn (Sieg-Mündung bei km 659,2-r). Untersucht wurden beide Rheinufer inklusive der Häfen und die im Raum befindlichen Rheininseln, wobei die Insel Graswerth aufgrund ihrer Unzugänglichkeit nicht betrachtet wurde. Die Uferlinie beträgt 67 km (134 km hinsichtlich beider Rheinseiten) bzw. mit Hafenbecken und Stillgewässern (siehe Tab. 1 und Tab. 2) in der Summe 162,3 km (BfG - DBWK2; Kap. 8.2).

Tabelle 1: Inseln im Bereich des Untersuchungsraumes

<b>Uferlinie: Inseln</b>	<b>Länge</b>	<b>Kreis</b>	<b>Schutz</b>
Nonnenwerth (NoW)	4,2 km	Landkreis Ahrweiler	LSG
Grafenwerth (GW)	2,8 km	Landkreis Rhein-Sieg	kein Schutzstatus
Hammersteiner Werth (HW)	2,8 km	Landkreis Neuwied	kein Schutzstatus
Namedyer Werth (NaW)	1,5 km	Landkreis Mayen-Koblenz	NSG
Weißenthurmer Werth (WW)	3,5 km	Landkreis Mayen-Koblenz	kein Schutzstatus
Urmitzer Werth (UW)	1,5 km	Landkreis Neuwied	NSG
Niederwerth (NiW)	7,9 km	Landkreis Mayen-Koblenz	kein Schutzstatus
<b>Summe</b>	<b>24,2 km</b>		
<b>Nicht untersucht</b>			
Graswerth	5,8 km	Landkreis Mayen-Koblenz	NSG

Tabelle 2: Hafenbecken/Stillgewässer im Bereich des Untersuchungsraumes

<b>Uferlinie: Hafenbecken/Stillgewässer</b>	<b>Länge</b>	<b>Kreis</b>
Hafen Oberwinter	1,5 km	Landkreis Ahrweiler
Hafen Brohl	2,1 km	Landkreis Ahrweiler
Hafen Weißenthurm	0,2 km	Landkreis Mayen-Koblenz
Stillgewässer Kaltenengers	0,3 km	Landkreis Mayen-Koblenz
<b>Summe</b>	<b>4,1 km</b>	
<b>Nicht untersucht</b>		
Hafen Andernach	1,2 km	Landkreis Mayen-Koblenz
Hafen Neuwied	1,0 km	Landkreis Neuwied
Hafen Koblenz	1,5 km	Stadt Koblenz

Die Ortsangaben in vorliegender Arbeit orientieren sich an der offiziellen Rheinkilometrierung, wobei mit „r“ (= rechts) und „l“ (= links) die jeweilige Uferseite abgekürzt wird (z. B. km 614,3-r). Im Bereich von Hafenbecken bezieht sich die Kilometrierung auf die fluss-

seitigen Bereiche, wobei die zugänglichen Hafenbecken auf gleicher Höhe gesondert gekennzeichnet sind. Ebenfalls gesondert gekennzeichnet sind die jeweiligen Flächen bezogen auf die Rheininseln.

Der Untersuchungsraum beträgt 3,335 km<sup>2</sup> (Tab. 3) und liegt innerhalb zweier Bundesländer, wobei nördlich km 642,2-l bzw. km 639,25-r Rheinland-Pfalz endet und Nordrhein-Westfalen beginnt. Ca. 6 km der Uferlinie sind von den Untersuchungen ausgeschlossen. Diese Bereiche stellen unzugängliche Bereiche der Häfen, Privatbesitz, Firmengelände bzw. völlig unzugängliche Bereiche dar.

Tabelle 3: Größe des Untersuchungsraumes

Rheinufer / Insel	Größe des Untersuchungsraumes in km <sup>2</sup>
linkes Rheinufer	1,262
rechtes Rheinufer	1,364
Niederwerth	0,210
Urmitzer Werth	0,060
Weißenthurmer Werth	0,168
Hammersteiner Werth	0,112
Nonnenwerth	0,100
Grafenwerth	0,059
<b>Summe</b>	<b>3,335</b>

Als geographischer Raum wird das **Untere Mittelrheintal** und der südliche Ausläufer der Köln-Bonner-Bucht erfasst. Der Rhein durchläuft nördlich der Moselmündung das Mittelrheinische Becken mit der Koblenz-Neuwieder Talweitung. Nach Durchquerung dieses, durch tertiäre Tektonik entstandenen Beckens, welches hinter der pleistozänen Heraushebung des Rheinischen Schiefergebirges zurückblieb, durchfließt der Rhein östlich von Andernach mit der Andernacher Pforte wiederum ein enges Durchbruchtal mit einer recht schmalen Durchbruchstelle (KREMER 2012). In diesem Abschnitt zieht sich das Schiefergebirge mit hochragenden Steilhängen bis fast an die Uferflanken heran. Das natürliche Überschwemmungsgebiet des Rheins ist hier folglich sehr klein. Im Bereich des Drachenfelsens bzw. des Siebengebirges öffnet sich das Tal in den Godesberger Rheintaltrichter. Der Rhein quert hier nach Norden die beginnende Köln-Bonner-Bucht bis zur Siegmündung, welche gleichzeitig die Bonner Stadtgrenze und das nördliche Ende des Untersuchungsraumes darstellt. Die Grenze zwischen Mittel- und Niederrhein kann nicht eindeutig festgelegt werden und wird von verschiedenen Autoren unterschiedlich definiert (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 2003a, KREMER 2012), wobei diese Abgrenzung nahezu identisch mit der Landesgrenze im Bereich zwischen Siebengebirge und den Rheininseln Grafenwerth/Nonnenwerth positioniert wird.

Verglichen mit dem Oberen Mittelrheintal ist der Verlauf des Rheins im Unteren Mittelrhein relativ geradlinig, wobei der vulkanische Basaltklotz der Erpeler Ley gegenüber von Remagen den Rhein zu einer westlichen Versetzung um fast zwei Kilometer zwang (KREMER 2010a).

Auf der gesamten unteren Talstrecke nördlich von Andernach liegt der antezedente Taleinschnitt um etwa 125-150 m über dem Talbodenniveau, wobei das Untere Mittelrheintal im Gegensatz zum Oberen Mittelrheintal einen durchgängig vorhandenen Talboden aufweist, wenn auch durch die geologische Situation die potenziellen Auenbereiche relativ schmal sind. Der Rhein hat sich in Schichten des Unterdevons in unterschiedlichen Terrassen eingegraben, wobei zumeist Grauwacken der Siegener Schichten anstehen. Hierbei stellen das

Mittelrheinische Becken bzw. die Niederrheinische Bucht Senkungsgebiete dar, welche mit Sedimenten des Rheins aufgefüllt wurden.

Typisch für den Rheinverlauf des Unteren Mittelrheins sind auch die unsymmetrischen Verbreiterungen des Talbodens zu größeren Talweitungen, die rechts- und linksrheinisch jeweils wechselständig auf halbmondförmigem Grundriss angeordnet sind (KREMER 2010a). Im Bereich der Talweitungen wird das Gegenufer des Stromstriches jeweils näher am Talhang entlang geführt, ohne dabei allerdings den Hangfuß direkt zu erreichen. Dies stellt einen gravierenden Unterschied zum Oberen Mittelrhein dar, wo die angesammelten Schottermassen durch stärkere seitliche Erosion ausgeräumt werden und folglich ein Talboden nicht entstehen kann und abschnittsweise natürlicherseits keine Aue vorhanden ist.

Die Breite des Rheins im Untersuchungsbereich schwankt deutlich und liegt zumeist zwischen 350 m und 400 m. Mit der Breite schwankt ebenso die Fließgeschwindigkeit, welche bei Einengungen des Rheins bis auf 200 m 1,6 m/sec erreicht (KREMER 2010a).

**Intensive Wasserbaumaßnahmen** aus der Zeit um 1860 haben einen ausgedehnten Verbau der Ufer mittels Deckwerken und Buhnen zur Folge, wobei die Interessen der Schifffahrt vor allem „stabile Randbedingungen“ hinsichtlich Trassenbreite, Trassentiefe, Wasserstand und Fließgeschwindigkeit beinhalten und der Dynamik eines Fließgewässers entgegensteuern. Eine gewisse Hydrodynamik ist allerdings nach wie vor gegeben, allerdings ist die Morphodynamik extrem eingeschränkt. Auch Eisgang konnte seit über 50 Jahren am Unteren Mittelrhein nicht mehr beobachtet werden (KREMER 2010a). Eingriffe in Form von Herbizidanwendungen im Bereich der Ufervegetation werden seit 1981 nicht mehr praktiziert (KRAUSE 1987).

Zudem sind eine Vielzahl von Verkehrsachsen und eine intensive Bebauung mit dem hiermit verbundenen Hochwasserschutz als Restriktionen einer freien Gewässerentwicklung für den Untersuchungsraum entscheidend. Die Maßnahmen sind insbesondere mit einem Rückgang von ökologisch hochwertigen, amphibischen Lebensräumen verbunden.

Zumeist wird das Ufer durch einen historisch bedingten Leinpfad begleitet, welcher heutzutage überwiegend der Erholung dient. Hingegen sind Belastungen durch nahe angrenzende Landwirtschaft im Gegensatz zum Niederrhein oder zur Elbe im hier betrachteten Untersuchungsraum kaum vorhanden.

POTTGIESSER & HALLE (2004) definieren im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie im Untersuchungsraum zwei Taltypen, den Engtal-Typ des Mittelrheins von Neuwied bis Bad Honnef und den mittelgebirgsgeprägten Typ des Niederrheins von Bonn bis zur Siegmündung. Für vorliegende Arbeit ist der Untersuchungsbereich genauer in drei Teilgebiete zu gliedern (Abb. 1):

- Mittelrheinisches Becken (22 km)
- Engtalbereich des Unteren Mittelrheins (36 km)
- Südliche Köln-Bonner Bucht (Niederrheinische Bucht) (9 km)

Eine detaillierte Karte des Untersuchungsraumes ist als Anlage 2 beigelegt.

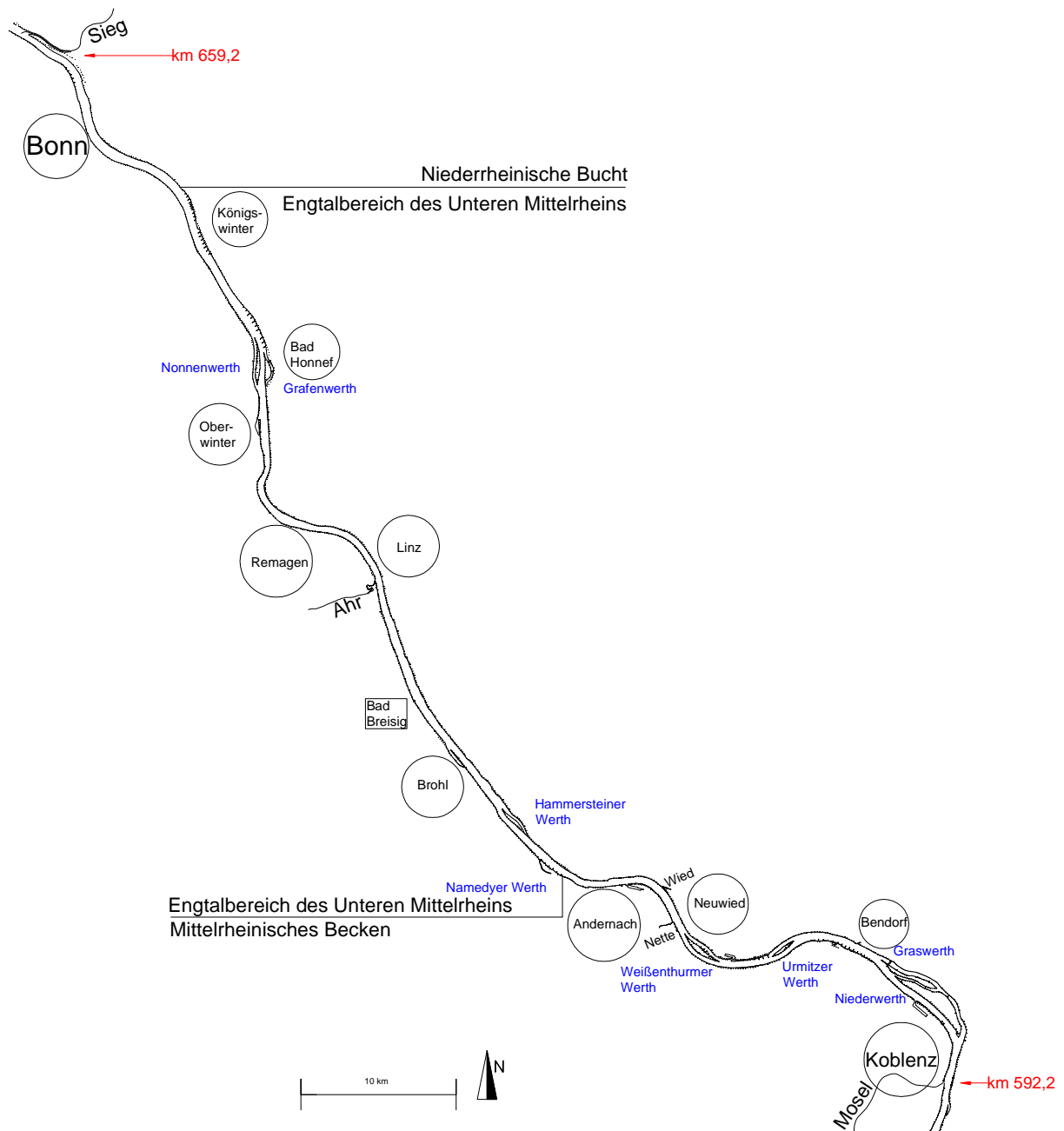


Abbildung 1: Untersuchungsraum (km 592,2-659,2)

Der Mittelrhein ist insbesondere aufgrund des Einflusses der zufließenden Mittelgebirgsflüsse (POTTGIESSER & HALLE 2004) durch ein eher pluviales, aber immer noch sehr ausgeglichenes **Abflussregime** gekennzeichnet. Auch KREMER (2010a) spricht von einem harmonischen Ablauf der Abflussmengen, da Zuströme aus Mittelgebirge und Alpen sich überlagern. Die flussspezifische, jahreszeitliche Periodizität und Amplitude der Wasserstände haben ihr Maximum im Winter bis Frühjahr, die Niedrigwasserperiode ist allerdings wie bei den Mittelgebirgsflüssen in die Monate September bis Oktober verschoben. Durch die Mündung der Mosel als südliche Grenze des Untersuchungsraumes erfährt der Rhein eine beträchtliche Steigerung der Wassermenge: oberhalb der Mündung der Mosel beträgt der mittlere Abfluss MQ 1.520 m<sup>3</sup>/s (MNQ 940 m<sup>3</sup>/s, MHQ 3.070 m<sup>3</sup>/s), unterhalb der Moselmündung MQ 1.790 m<sup>3</sup>/s (MNQ 1.120 m<sup>3</sup>/s, MHQ 5.550 m<sup>3</sup>/s) (POTTGIESSER & HALLE 2004:70).

Neben dem Zufluss der Mosel bei km 592,2-l, sind als weitere bedeutendere Einmündungen die Wied bei km 610,0-r, die Nette bei km 608,7-l, die Ahr bei km 629,2-l und letztendlich im Norden des Untersuchungsraumes die Sieg bei km 659,2-r zu nennen.

Das **Gesamtgefälle** des Rheins im Untersuchungsraum beträgt zwischen Koblenz (60 m) und Bonn (45 m) auf einer Strecke von 67 km 0,22 ‰, wobei das Gefälle allerdings nicht gleichmäßig verteilt ist, sondern der Rhein nach KREMER (2010a) z. B. zwischen Andernach und Linz um 3,68 m mit einem Gefälle von 0,23 ‰ fällt, von der Ahrmündung bis Unkel vor Verengung auf 200 m durch das ehemalige Basaltriff der Unkelsteine auf 0,08 ‰ sinkt und von Grafenwerth bis Siebengebirge wieder auf 0,18 ‰ ansteigt.

Die **Gewässergüte** des Mittelrheins ist heute als mäßig belastet (Gewässergüteklasse II) einzustufen (LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUF SICH T 2005).

Der Untersuchungsraum ist durch jährliche Niederschlagswerte von 600-700 mm geprägt und liegt im Bereich eines überwiegend mäßig humiden und subatlantischen **Klimas**, wobei insbesondere im Bereich Neuwied durchaus kontinentaleres Klima der trockenen Leelagen in das Rheintal übergreift (KREMER 2010b). Aufgrund der Lage des Untersuchungsraumes im Lee der Eifel sind die Niederschlagswerte relativ gering. Die Temperatur liegt bei 10-11 °C im Schnitt und damit im Rheintal 1-2 °C höher als auf den benachbarten Hochflächen und unterstreicht die Klimagunst der Täler. Folgende lokale Klimadaten liegen vor (Tab. 4):

Tabelle 4: Langjährige Mittelwerte von Klimadaten im Untersuchungsraum

Stadt	Höhe über NN	Mittlerer Niederschlag (Bezugszeitraum; Quelle)	Mittlere Temperatur (Bezugszeitraum; Quelle)
Koblenz	85 m	611,4 mm (1961-1990; DEUTSCHER WETTERDIENST 2013)	11,3 °C (1996-2006; RHEINLANDWETTER 2013)
Andernach	75 m	619,2 mm (1961-1990; DEUTSCHER WETTERDIENST 2013)	10,6 ° (1981-2010; DEUTSCHER WETTERDIENST 2013)
Sinzig	60 m	684,0 mm (1981-2010; DEUTSCHER WETTERDIENST 2013)	-
Linz	61 m	657,0 mm (1981-2010; DEUTSCHER WETTERDIENST 2013)	-
Bonn	62 m	642,7 mm (1961-1990; DEUTSCHER WETTERDIENST 2013)	11,2 °C (1996-2006; RHEINLANDWETTER 2013)

Die **Uferböden** des Rheins weisen einen relativ hohen Kalkgehalt auf (WISSKIRCHEN 1995:315). Überwiegend sind im unmittelbaren Uferbereich Auenrohböden (Rambla) bzw. Auenrendzinen vorzufinden und nur im Bereich höchstgelegenen Flächen der Hartholzaue ist brauner Auenlehm vorhanden.

## 2.2 Sonderstandorte

Die Betrachtung der Hemerobie der Ufer des Unteren Mittelrheins kann nur auf wenige fluss-typische Sonderstrukturen wie Uferabbrüche, großflächige Akkumulation und Erosion zurückgreifen. Auffällige Sonderstrukturen stellen allerdings die Rheininseln, aber auch die anthropogenen Buhnen und Hafendämme dar.

### 2.2.1 Inseln

Der Untere Mittelrhein unterscheidet sich vom Niederrhein durch das Vorkommen von Rheininseln, wobei nördlich von Bonn, knapp außerhalb des Untersuchungsraumes mit dem Herseler Werth die nördlichste Rheininsel gelegen ist. Hierbei beziehen sich die Namensendungen -werth auf das mittelhochdeutsche Wort für ‚Insel‘.

Im Untersuchungsraum waren weitere Rheininseln vorhanden, so z. B. das Gebiet, auf dem die Stadt Unkel gegründet wurde, welches aber bereits in historischer Zeit verlandete.

Auch der Deich von Oberwinter ist auf einer ehemaligen Insel (KREMER 2010a) gelegen, wobei die Bucht 1888-1891 geschlossen wurde und Kiesmassen der Insel in den Hafendamm einbezogen wurden, so dass die vorgelagerten Flächen Reste einer ehemaligen Insel darstellen (siehe Abb. 2; S. 14). Solche Beispiele zeigen, dass eine Vielzahl naturschutzfachlich hochwertiger Strukturen bereits in den letzten Jahrhunderten zerstört wurde.

Auch das Namedyer Werth ist seit über 130 Jahren künstlich mit dem Festland verbunden, wobei sogar zeitweise ein größerer Frachthafen in diesem Bereich geplant war (KREMER 2010a). In den 50er Jahren noch als stark frequentierte Fläche mit Zeltplätzen etc. genutzt, stellt es derzeit die letzten Altarmstrukturen am Unteren Mittelrheintal dar und zeigt gleichzeitig die enorme Dynamik solcher flussnahen Standorte nach Aufgabe der Nutzung auf.

Alle Rheininseln sind zur Schifffahrtsrinne hin mit Wasserbaumaßnahmen verbaut, weisen aber in den stromabseitigen Bereichen meist wenig hemerobe und steilere Ufer auf. Der südliche Bereich ist häufig durch Buhnen vor Erosion geschützt (z. B. Weißenthurmer Werth, Urmitzer Werth, Nonnenwerth) bzw. es wurden Leitbuhnen zur Abtrennung des Nebenstroms und zur Sicherung der notwendigen Fahrtiefe für Schiffe errichtet (z. B. Hammersteiner Werth, Grafenwerth). In Bereichen solcher Stromspaltungen sind nach wie vor besondere Ablagerungsverhalten von Sedimenten zu beobachten, welche vermehrte Unterhaltungsmaßnahmen zur Folge haben.

Von Norden gesehen sind die sich gegenüberliegenden Inseln **Nonnenwerth und Grafenwerth** zu nennen, welche den Rheinverlauf deutlich aufweiten. Die nur eingeschränkt zugängliche Insel Nonnenwerth zeigt im südlichen Bereich sehr naturnahe Auenwaldreste auf, während der Inselrücken im weiteren Verlauf so stark ansteigt, dass kleinflächig bereits hochwasserfreie Buchenbestände stocken. Die Insel Grafenwerth (Namengebung von grave-gravel: Kieswerth) hingegen ist stark touristisch erschlossen und weist nur wenige naturnahe Bereiche auf.

Von deutlich höherer naturschutzfachlicher Wertigkeit ist hingegen das **Hammersteiner Werth** einzustufen. Auch hier zeigen sich die immer wieder zu beobachteten, hochwertigen Strukturen der südlichen, stromzugewandten Inselspitzen, unter anderem aufgrund der hier noch in hohem Maße möglichen Substratumlagerung.

Von herausragender Bedeutung ist das für die Öffentlichkeit nicht zugängliche **Weißenthurmer Werth**, welches durch eine Rheinbrücke überbrückt wird. Hinsichtlich der Festlegung eines ahemeroben Nullpunktes können die östlich der Insel gelegenen verlandeten Bühnenfelder als hochgradig relevant eingestuft werden (Kap. 5.2).

Das geschützte **Urmitzer Werth** weist fast ausschließlich Gehölzbestände der Weichholzaue und kleinflächig der unteren Hartholzaue auf; lediglich die südliche Inselspitze weist wiederum kleinflächige, vorgelagerte Ansätze des Salicetum triandrae bzw. von Bidentetea-Gesellschaften auf.

Letztendlich ist die einzige besiedelte Rheininsel das **Niederwerth** und das dieser Insel vorgelagerte Graswerth zu benennen, welches überwiegend dicht bewaldete höhere Ufer aufweist. Hochwertige und wenig hemerobe Strukturen sind auch auf dem Niederwerth vor allem im Bereich der Südspitze vorzufinden, welche allerdings auch einem hohem Freizeitdruck ausgesetzt sind.



### 2.2.2 Buhnen

12 % der Untersuchungsstrecke (= 19,5 km) sind mit Buhnen befestigt, mit dem Ziel, das Ufer vor Ausspülungen zu sichern, durch Vertiefung des Fahrwassers die Schifffahrt auch bei Niedrigwasser zu gewährleisten und die Streichlinie des Flusses festzulegen. Die Buhnen des Untersuchungsraumes sind in gepflasterte Buhnenkronen und flussseitige Buhnenköpfe zu unterteilen, denen fast immer Wasserbausteine vorgelagert sind. Lediglich im Bereich Neuwied-Bendorf sind Buhnen aus Schlacken vorzufinden, welche aufgrund ihrer inneren Struktur kaum vegetationskundliche Bedeutung haben. Ausschließlich die landseitigen Schlackenbefestigungen sind ansatzweise verwittert und folglich Standort hochwertiger Halbtrockenrasen.

Überwiegend gehen die Buhnen auch auf Baumaßnahmen Mitte des 19. Jahrhunderts zurück (BERRES 1996). Die Oberkante der Buhnen ist nach BRANDES (1996b) an der Elbe in der Regel auf Mittelwasserhöhe gelegen, sie scheint am Rhein aber geringfügig über dem Mittelwasserstand zu liegen.

Wie bereits unter Kap. 1.1 angesprochen, sind anthropogen überprägte Uferstrukturen seltener Gegenstand vegetationskundlicher Untersuchungen. Sonderstrukturen wie z. B. Buhnen wurden hingegen bereits immer wieder einmal von Botanikern betrachtet, wie z. B. von CASPERS (1986) am Niederrhein, KRAUSE (2001) am Mittelrhein oder BRANDES (1996b) und HOLLENRIEDER et al. (1999) an der Elbe. In der Festlegung vegetationskundlicher Leitbilder in Nordrhein-Westfalen (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 2003b) orientieren sich die Autoren an der „heutigen potenziellen natürlichen Vegetation (hpnV)“ und beziehen diesbezüglich, neben extensiv genutzten Deichen auch Buhnen als morphologisch stark veränderte Bereiche mit hohem ökologischem Potenzial ein. Buhnen stellen aufgrund der häufigen Überschwemmungen und dem geringen Feinerdeanteil Extremstandorte dar und bieten zudem auf engstem Raum eine Vielzahl von Mikrohabitaten. BRANDES (1996b) untersuchte an der Elbe Buhnen und stellte fest, dass der Buhnenkopf mit den Pflasterritzen, ähnlich wie die Buhnenkrone mit den Steinschüttungen, mechanisch geschützte Keimplätze („safe sites“) bieten, die vom Wasser- und Nährstoffhaushalt her wesentlich günstiger sind als die rasch abtrocknenden Sandflächen der Buhnenfelder.

Von hoher floristischer Bedeutung sind die Buhnenwurzeln, aber insbesondere die zwischen zwei Buhnen gelegenen **Buhnenfelder**, welche aufgrund der geringeren Fließgeschwindigkeit am Unteren Mittelrhein in unterschiedlichen Verlandungsstadien vorzufinden sind. KRUMBIEGEL (2008:340) stellte die Böschungsneigung und das Substrat als die zentralen Parameter für deren Vegetationsstruktur dar, wobei aufgrund der komplexen hydraulischen Verhältnisse in Buhnenfeldern eine hohe Substratdiversität und eine hiermit verbundene Abfolge von Kleinstlebensräumen (BRANDES & SANDER 1995b:460) anzutreffen ist. Solche heterogenen Strukturen und Substratverteilungen durch die jährlichen Hochwasser resultieren in einer hohen Diversität und Dynamik von Vegetationseinheiten und fördern das Vorkommen zahlreicher seltener und gefährdeter Pflanzenarten, wie im Folgenden auch am Unteren Mittelrhein noch aufzuzeigen ist. NESTMANN & BÜCHELE (2002:77) stellten an der Elbe fest, dass in den Buhnenfeldern prinzipiell Verhältnisse bestehen, wie sie auch für unverbaute Bereiche zutreffen, wie z. B. verstärkte Akkumulationen mit flacheren Neigungen und größeren vegetationsfreien Flächen an Gleithängen. Auch von BRANDES (1996b) wird den Buhnen an der Elbe eine hochwertige biotopbildende Wirkung zugeschrieben, was an dem hier untersuchten Abschnitt des Unteren Mittelrheins nur bestätigt werden kann. Insbesondere in Folge der gestaffelten unterschiedlichen Korngrößenfraktionen und der Versandungen der Buhnenfelder, die seitens der Wasserschifffahrtsverwaltung durchaus gewünscht sind und nicht durch Entsandungsmaßnahmen gegengesteuert wird, entstehen wertvolle Bidentetea-Bestände. Allerdings ist hierbei auch zu berücksichtigen ist, dass der Bau von Buhnen auch zu einem Verlust von zuvor vorhandenen Habitaten beigetragen hat. Seitens der Wasser- und Schifffahrtsämter wird in Gewässerpflegeplänen ebenfalls die hohe Wertigkeit von Buhnen berücksichtigt (WAHL 1993), wobei hinsichtlich von Bodenbewegungen nur im Falle von Kolkverfüllungen an Buhnenköpfen eingegriffen wird (mdl. WSA Köln, LOHREY).

Auffällig sind die **Fluktuationen** bzw. ist der jährliche Arten-Turnover der Buhnenvegetation hinsichtlich der jeweiligen jährlichen Wasserganglinie. So wurde bei hohen Wasserständen im Frühjahr 2012 die Buhnenvegetation deutlicher von *Phalaris arundinacea* dominiert, als es nach einem trockenen Frühjahr 2011 der Fall war. Von einer solchen „Variabilität“ berichtet auch KRAUSE (2001) am Mittelrhein. In trockeneren Jahren wie 2011 setzt hingegen zeitnah eine temporäre Ruderalisierung der Buhnenrücken mit zumeist Arten der Artemisietea und Stellarietea ein. Der Artenreichtum solcher anthropogener Strukturen ist durchaus beachtlich. KRAUSE (2001) beobachtete eine Buhne bei Niederdollendorf (km 647,6-r) über 20 Jahre und stellte in diesem Zeitraum 116 höhere Pflanzen fest. CASPERS (1986) findet am Niederrhein 171 Arten als eigene „Buhnenflora“.

Die **Vegetation** der Buhnen des Unteren Mittelrheins stellt meist eine enge Verzahnung von *Phalaris arundinacea*-Röhrichten mit Elementen der Flutrasen und einzelnen Gehölzen des Salicion dar, wobei letztere regelmäßig seitens der Wasser- und Schifffahrtsämter entnommen werden. Insbesondere *Acer negundo*, *Salix alba*, *Salix viminalis* und *Salix purpurea* fallen in ihren Initialbeständen hierbei auf.

Die typische Vegetation der gepflasterten **Buhnenrücken** besteht aus Flutrasenbeständen mit *Juncus compressus* und *Rorippa sylvestris* und nähert sich im floristischen Aufbau den felsigen Stromabschnitten im Bereich des Mittelwassers an.

KRUMBIEGEL (2008:327) sah ebenfalls an der Elbe *Juncus compressus* als sehr charakteristisch für die gepflasterten Buhnenköpfe an, wobei in mosaikartigen Mischbeständen als stete Begleiter *Potentilla reptans*, *Rorippa sylvestris*, *Potentilla anserina* und *Inula britannica* genannt werden. Solche Bestände ähneln insofern dem Rorippo sylvestris-Juncetum compressi (Kap. 4.3.8.3).

Häufig ist allerdings auch eine Trittbelastung durch Angler festzustellen. Zu den Rändern hin und den vorgelagerten Wasserbausteinen sind *Phalaris arundinacea*-Röhrichte vorzufinden und häufiger einzelne hygrophile Hochstauden wie z. B. *Lythrum salicaria* und Bulte von *Carex acuta* eingestreut; an der Mittelwasserlinie sind auch häufiger kleinere Bestände von *Rumex hydrolapathum* anzutreffen. Letztere Art hat deutlich die Buhnen als Sekundärstandort angenommen und kann am Unteren Mittelrhein insofern als typische Art der Buhnen angesehen werden. Aber auch seltenere Arten wie *Butomus umbellatus* (HACHTEL et al. 1999), und bei km 647,45-r auch ein Exemplar von *Euphorbia palustris*, können hier vorgefunden werden, wobei das Vorkommen dieser Art an dem Standort bereits bei einer Kartierung 1999 erfasst wurde (KRAUSE 2001) und insofern als Einzelexemplar mindestens über 12 Jahre hier Bestand hat.

Die Buhnen im Untersuchungsgebiet unterscheiden sich deutlich in ihrer Höhe über dem Mittelwasser, was bereits bei geringfügigen Unterschieden Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung hat. Nur wenige kurze Buhnen (z. B. km 614,3-l; Namedyer Werth) werden seitens der Wasser- und Schifffahrtsämter der freien Sukzession überlassen.

### 2.2.3 Deiche/Hafendämme

Im Untersuchungsraum sind im Gegensatz zum Niederrhein, Oder und Elbe nur wenige Deiche vorhanden. Hierbei handelt es sich um die Hafendämme der Häfen von Oberwinter und Brohl sowie den Rheindeich von Neuwied. Die rechtsrheinischen Bonner Rheindeiche nördlich der Kennedybrücke sind nicht unmittelbar am Ufer gelegen und wurden nicht in den Untersuchungsraum einbezogen.

HUSICKA & SCHULTE (1999) beschreiben **Deiche** am Niederrhein als Rückzugsraum für Salbeiwiesen von höher gelegenen Flächen in der Rheinaue. Dieses kann auch am Unteren Mittelrhein für den Hafendamm von Brohl (km 620,6-621,5-l) und den Deich von Neuwied (km 607,0-608,0-r) bestätigt werden, wo sich größere Salbeibestände, jeweils westexponiert, noch gehalten haben. Solche waren zumindest am Niederrhein früher weit verbreitet (KNÖRZER (1985) (siehe Kap. 4.3.12.1). Bereits LOHMEYER (1981) verwies hinsichtlich des Hafendamms in Oberwinter auf nur geringe Feuchtigkeitsansprüche der hier vorkommenden Arten. Weiterhin typische thermophile Arten der Deiche stellen dar: *Eryngium campestre*

als Stromtalpflanze, *Sedum album*, *Pimpinella saxifraga*, *Sanguisorba minor*, *Thymus pulegioides*, *Origanum vulgare* und *Potentilla argentea*.

LOHMEYER (1981) betonte bereits die deutlichen Unterschiede des Bewuchses des Oberwinterer und Brohler Hafendammes, trotz deutlicher Parallelen hinsichtlich der Tallage und Exposition.

In hohem Maße stimmen die vor 30 Jahren erfassten Pflanzenaufnahmen mit der nun aktuell vorgefundenen Situation überein, wobei vor allem die Abhängigkeit der Vegetationsbestände von der jeweiligen Exposition auffällt. Der **Brohler Hafendamm** (km 620,6-621,5-l) wird vor allem von *Pimpinella saxifraga* und *Medicago x varia* im Ostbereich und in Westexposition von *Daucus carota*, *Rubus caesius*, *Sedum album*, *Eryngium campestre* und bereits oben angesprochenen *Salvia pratensis* geprägt. LOHMEYER (1981) berichtet vom Brohler Hafendamm, dass die Fugen des Basaltpflasters nie verstrichen gewesen waren; zudem erfolgt an diesem Damm keine Mahd. Das Artenspektrum des Rheintals schlägt sich auch hier nieder - so überrascht der Deich in Brohl mit Fundstellen von *Galatella linosyris* auf der westlichen Deichflanke (km 620,7-l), welche auch von LOHMEYER (1981:255) schon nachgewiesen wurde. Weitere seltene Arten wie *Thalictrum minus* sind hier vorzufinden, so dass diese Standorte für Apophyten wertvolle Sekundärlebensräume mit sowohl hohem naturschutzfachlichem, aber auch landschaftsästhetischen Wert darstellen.

Der **Oberwinterer Hafendamm** (km 638,4-639,0-l) wird überwiegend von *Sedum album*, *Origanum vulgare* und größeren Beständen von *Rosa canina* auf der Ostflanke geprägt und ragt ca. 3 m höher über das Mittelwasser hinaus als der Brohler Hafendamm. Zudem wird die Westseite häufiger gemäht, wobei die ersten Schnitte in den Untersuchungsjahren bereits Anfang Mai erfolgen, so dass zumeist eine vergraste Vegetation mit *Bromus erectus*, *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata* und *Elymus repens* vorzufinden ist.

Die Deichkronen weisen meist trockenresistente Arten auf wie *Poa bulbosa*, *Berteroa incana* und *Draba verna* und sind zudem durch Störzeiger aufgrund der Trittbelastung geprägt.

## 3 Methodik

### 3.1 Modellierung der Uferhemerobie

Gegenstand der Modellierung der Hemerobie sind die unmittelbaren Ufer des Unteren Mittelrheins. Eine treffende Umschreibung von Flussufern stammt von BITTMANN (1967:299):

„In vegetationskundlicher Sicht ist ein „Ufer“ nicht nur die seitliche Wandung des Gewässerbettes, vielmehr ist es eine zum Wasser hin geneigte Fläche des Gewässerbettes, die im Ablauf einer Jahresreihe vom Wasser weder dauernd bedeckt, noch dauernd entblößt wird, und die einen typischen, vom Oberflächenwasser abhängigen oder beeinflussten Pflanzenwuchs beherbergt oder hervorbringen kann.“

Folglich werden unter der Ufervegetation die Vegetationsbestände im Gewässerbett oberhalb der Niedrigwasser-Linie bis zur Grenze häufiger Hochwasser (HQ5, HQ10) verstanden.

Ziel dieser Arbeit ist es, eine Vielzahl von unterschiedlichsten Flussufertypen hinsichtlich ihrer zumeist abiotischen Hemerobie in Cluster zu klassifizieren und mit den jeweiligen Pflanzengesellschaften zu korrelieren.

Ausgegangen wird von der These, dass die jeweilige anthropogene Ufergestaltung spezifischen Vegetationsmustern Lebensräume bietet und folglich Rückschlüsse auf Vegetationseinheiten zulässt. Insbesondere bei naturschutzfachlichen Bewertungsverfahren stellt die Hemerobie immer wieder einen wesentlichen Parameter dar.

An dieser Stelle ist es von Bedeutung, die Konzepte der ‚**Natürlichkeit**‘ und ‚**Hemerobie**‘ voneinander deutlich abzugrenzen.

Hierbei wird ‚Naturnähe‘ an der historischen Perspektive gemessen und ist insofern als Ausdruck der Abweichung von einem primären Zustand im Sinne von Unberührtheit und Ursprünglichkeit zu verstehen.

Beim Hemerobie-Konzept (KOWARIK 1999) wird hingegen vom gegenwärtigen Standortpotenzial ausgegangen und die aktuelle Vegetation in ihrer ökologischen Beziehung zum aktuellen Standort beurteilt. Von Bedeutung ist es hierbei, inwiefern das Ökosystem mit seinen biotischen und abiotischen Komponenten selbsterhaltend, d. h. unabhängig von anthropogenen Eingriffen ist. Ahemerobe Vegetation kann folglich im Zuge der Sukzession aus anthropogenen Gesellschaften auf irreversibel veränderten Standorten entstehen.

Insofern stehen hier zwei theoretische Ansätze nebeneinander, welche nicht als sich ergänzende Begriffe zu verstehen sind. Im Gegensatz zum Konzept der Naturnähe ist der ahemerobe „Nullpunkt“ eines Standortes nicht die ursprüngliche, sondern die **heutige potenzielle natürliche Vegetation** (hpnV) und ist insofern als reziprokes Maß für die aktualistische Natürlichkeit zu sehen (KOWARIK 1999). Dies hat zur Konsequenz, dass auch irreversibel anthropogen veränderte Biotope sich infolge neu etablierter (Sekundär-)Vegetation durch eine relativ niedrige Hemerobie auszeichnen können. Folglich drückt der Hemerobiegrad die „Wirkung reversibler anthropogener Einflüsse aus, die einer Selbstregulation des betrachteten Ökosystemausschnittes auf der Grundlage des aktuellen Standortpotenzials entgegenstehen (KOWARIK 1999:9)“. In dem Zusammenhang ist neben irreversiblen Standortveränderungen auch die Etablierung von Neophyten zu nennen.

Aufgrund der seit langen Zeiträumen bestehenden anthropogenen Veränderungen kann der ursprüngliche Zustand, welcher als Bezugspunkt der Natürlichkeit zu nennen wäre, auch mittels Analyse historischer Karten kaum reproduziert und folglich kaum als Bezugspunkt gewählt werden (Abb. 2). Fast alle flussnahen Uferbereiche des Unteren Mittelrheins sind durch wasserbautechnische Maßnahmen verändert worden (LOHMEYER 1982), so dass die flussspezifische Morphodynamik weitestgehend unterbunden ist.

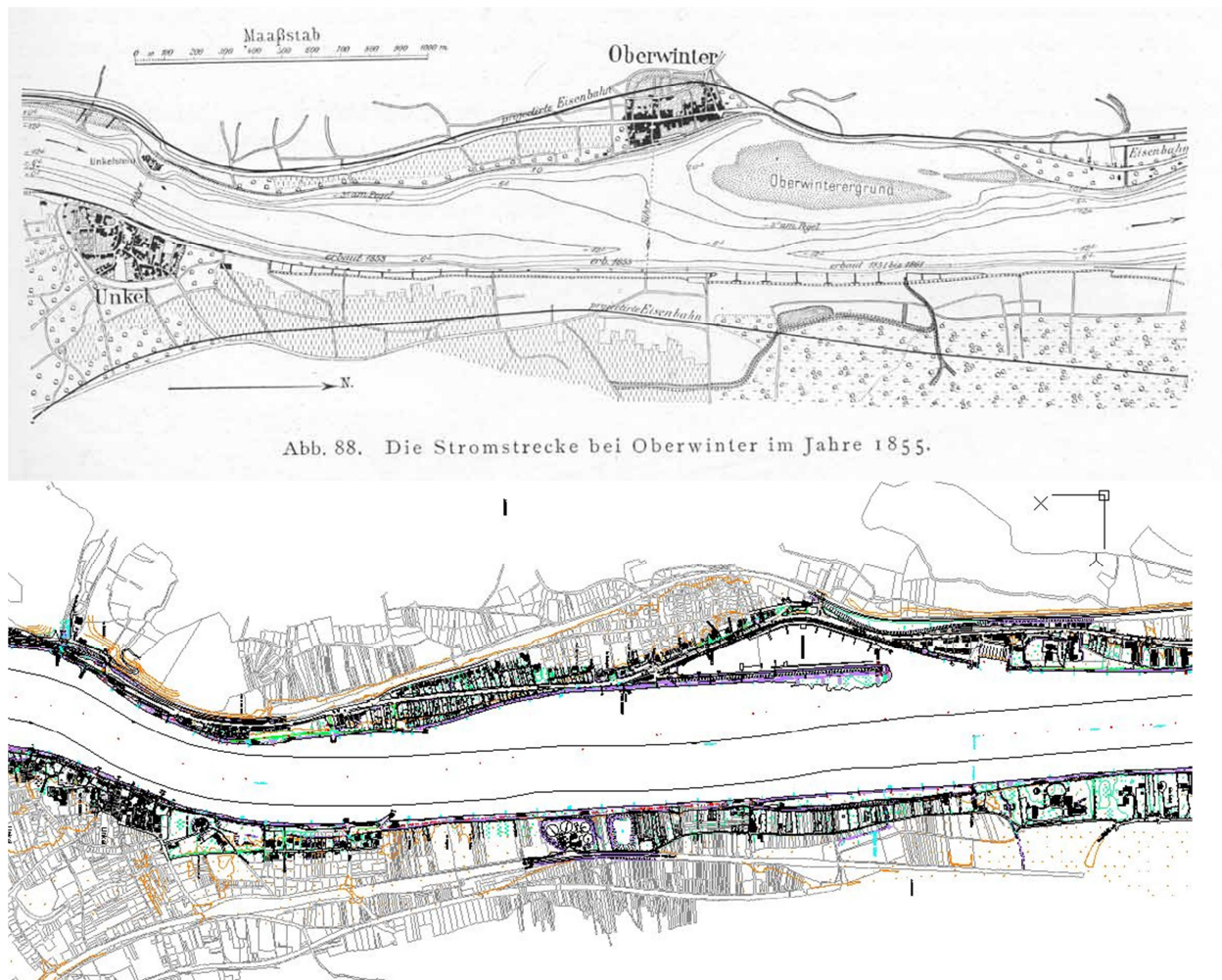


Abbildung 2: Historische Entwicklung des Flussufers bei Oberwinter (km 636,5-639,5); oben 1855 (JASMUND 1900); unten 2010 (BfG - DBWK2; Kap. 8.2)

ALBERT & LANGER (2007:153) stellten für den Rheinausbau als Ziel fest:

„Das entscheidende wasserbauliche Ziel am Mittelrhein war eine regelmäßige, gerade Fahrrinne von Bingen bis Köln. Die Beseitigung von Felsriegel und Ausbaggerung einer Fahrrinne, die Beseitigung von Sand- und Kiesbänken, der Bau von Buhnen, Leitwerken und Uferbefestigungen sowie die Regulierung von Nebenflussmündungen drängten die ohnehin kleinflächigen Auen auf ein Minimum zurück. Außerdem bestand in dem engen Rheintal ein erheblicher Flächenbedarf für die Verkehrswege beiderseits des Rheins.“

Folglich kann der Mittelrhein in der Gewässerstrukturkarte der Bundesrepublik Deutschland 2001 (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER 2001) in wechselnden kleineren und größeren Abschnitten der Klasse 6 - sehr stark verändert - und der Klasse 7 - vollständig verändert - zugeordnet werden.

Die Auswahl der Parameter zur vorliegenden Modellierung der Hemerobie orientierte sich auch an der Gewässerstrukturgütekartierung des Landes Nordrhein-Westfalen (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 2001) und wurde hinsichtlich der hier definierten Fragestellung angepasst, so dass abweichend von obiger Quelle in vorliegender Arbeit hinsichtlich der Hemerobie ausschließlich die Ufer betrachtet werden und weitere Parameter wie Sohlausprägung, Linienführung, Breitendifferenz an diesem Punkt nur von indirekter bzw. ohne Bedeutung sind.

Dabei ist vorab zu berücksichtigen, dass Hemerobie als „Wert“ nicht zu messen ist und folglich eine Quantifizierung nur durch eine Vielzahl von Charaktereigenschaften unmittelbar zu erreichen ist (KOWARIK 1999, KOWARIK 1988). Um diese Faktorenkombination für ein Bewertungsverfahren verrechenbar zu modellieren, sind ordinale Skalen notwendig, welche immer lediglich als Versuch der Annäherung an die Realität zu sehen sind. Jedoch wurde angestrebt, mit der Auswahl der Kriterien normative Vorentscheidungen zu vermeiden, auch wenn sich letztendlich einzelne subjektive Abwägungen kaum ausschließen lassen. Diese Problematik sieht auch KOWARIK (1999) und fordert höchste Ansprüche an Transparenz und Nachvollziehbarkeit des Verfahrens.

Hemerobie ist sowohl edaphisch (BLUME 2008:470), abiotisch, als auch biotisch durch Indikatoren zu definieren (KOWARIK 1999:9). Arten oder Artengemeinschaften können hierbei Ausdruck unmittelbaren anthropogenen Handelns (z. B. Pflanzmaßnahmen in Forst- und Landwirtschaft) oder als mittelbare Folge von anthropogenen Nutzungen oder Standortveränderungen gesehen werden. Hinsichtlich biotischer Parameter ist hierbei die Verschneidung des Kultureinflusses mit natürlichen Störungsprozessen im Zuge der fluvialen Morphodynamik im Bereich der Ufer als problematisch zu beachten. DIERSCHKE (1984:179) wies auf die Problematik bei der Einteilung von Natürlichkeitsgraden von Pflanzengesellschaften der Ufervegetation bereits hin. Hemerobie wird folglich in vorliegender Arbeit, mit Ausnahme des Parameters ‚Beschattung‘, **als Hemerobie des Standortes und folglich überwiegend abiotisch** definiert. Da insbesondere die vegetationskundliche Bedeutung hemerober Strukturen im Mittelpunkt steht, wird zur Vermeidung von Zirkelschlüssen erst in einem weiteren Schritt der Bezug zu biotischen Strukturen hergestellt (KOWARIK 1988:105). Auch wenn aus der Vegetation indirekte Hinweise auf den anthropogenen Nutzungsdruck abgelesen werden können (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 2001:93), wird dieses a priori nicht berücksichtigt. Zur Korrelation der biotischen Vegetationsaufnahmen wurden Cluster hinsichtlich der Hemerobie aus standardisierten Parametern und des damit ausgedrückten Kultureinflusses als Standortfaktor gebildet und diese randomisiert vegetationskundlich untersucht.

Als wesentlich stellte sich dabei heraus, die abiotischen Arbeiten in der vegetationsfreien Zeit durchzuführen, da innerhalb der Vegetationsperiode manche Parameter (z. B. das Substrat) kaum abzuschätzen sind, wie z. B. auch KIM (1996:34) beschreibt. Der Erfassungszeitraum der abiotischen Untersuchungen umfasste die Monate Februar-April 2011, welche sich hinsichtlich der Anforderungen an die jeweiligen Wasserstände (Wasserstände  $\leq$  Mittelwasser) als günstig erwiesen. Chemische Parameter als Ausdruck des anthropogenen Kultureinflusses (z. B. Gewässergüte, Schadstoffe) können für den Untersuchungsabschnitt als homogen angenommen werden und werden folglich zur Differenzierung von Uferclustern nicht verwandt.

LAUDAN & RÜTTEN (2009) erfassten bereits grobe abiotische Ufercluster im Bereich des Rheinufers der Stadt Bonn. Als Basis wurden allerdings die teils inhomogenen 500 m-Abschnitte der Rheinkilometrierung verwandt. Eine statistische Korrelation zwischen den abiotischen Uferclustern und den biotischen Parametern der Vegetation scheiterte folglich aufgrund dieser Inhomogenität der Uferabschnitte (LAUDAN & RÜTTEN 2009:120), so dass bei der zitierten Untersuchung kaum ein Zusammenhang zwischen der Artenzusammensetzung und dem jeweiligem Ufercluster festgestellt werden konnte. Folglich wurden in vorliegender Untersuchung in 50 m-Abständen die für die Hemerobiebestimmung notwendigen Parameter erfasst, in ArcGIS 10.0 (Fa. ESRI) eingearbeitet und zudem fotografisch dokumentiert. Die Daten wurden zudem in eine Datenbank (Microsoft Access 2003) überführt und ausgewertet.

In gehölzbestandenen Gewässerabschnitten sind in Abständen von 100 m im Bereich der Hektometersteine der Rheinkilometrierung Sichtdreiecke seitens der Wasser- und Schifffahrtsämter angelegt worden. Sie zeigen z. B. andere Beschattungsverhältnisse auf als die

zwischen den Hektometersteinen gelegenen Bereiche, so dass ein Untersuchungsabstand von 50 m gewählt wurde, um eine aussagekräftige Datengrundlage vorzulegen. Die Erhebung von Daten in Abständen von 50 m hat eine Summe von ca. 3.100 Datensequenzen zur Folge. Eine kontinuierliche Erfassung der Parameter mit der Konsequenz, dass bei jeder Änderung auch nur eines Parameters ebenfalls eine neue Kartiereinheit beginnt, wurde als impraktikabel verworfen (hierzu auch FORTMANN 2010:92).

Das Ufer wurde bezüglich der gewählten Kriterien vollständig abgegangen und die jeweiligen Parameter entsprechend Tab. 5 erhoben.

Tabelle 5: Parameter der Uferstrukturkartierung

Parameter	Gruppe	Grobgliederung	Feingliederung	Erläuterung	Kürzel
<b>Substrate</b>	natürliche Substrate		Fels	anstehend	fe
			Blöcke	> 200 mm Ø	b
			Steine	200-63 mm Ø	st
		Kies	Grobkies	63-20 mm Ø	gk
			Mittelkies	20-6,3 mm Ø	k
			Feinkies	6,3-2,0 mm Ø	fk
			Sand		s
			Schlamm		sl
			bindiger Boden		bb
	künstliche Substrate / Deckwerke	Steinpflaster (p-) Basaltpflaster (bp-)	voll verfugt		-v
			stark verfugt		-hv
			kaum verfugt		-ho
			offenfugig		-o
		Steinschüttung	große-mittlere Wasserbausteine	LMB 10/60; LMB 5/40 (DIN 13383-1)	ss
			kleine Wasserbausteine	CP 90/250 (DIN 13383-1) und kleiner	ssk
			vereinzelt bzw. zerfallend		ssf
		Mauer			ma
		Bauschutt			bau
		Schlacke	massive Ausbildung		sla
			zerfallend		slaf
		Asphalt			asp
		Beton			bet
<b>Neigung</b>			Abstufungen von 2,5°		
<b>Exposition</b>			Abschnitte in 22,5°		
<b>Beschattung</b>	Angabe in %		Bäume		
			Sträucher		
			krautige Vegetation		
			vegetationsfrei		
<b>Uferbreite</b>		siehe Tab. 6			
<b>Uferumfeld</b>		siehe Tab. 7			
<b>Uferverbau</b>		siehe Tab. 8			

Da in vorliegenden Datensätzen die Charakteristika von Prall- und Gleitufeln beinhaltet sind, wurden solche morphologische Parameter zur Vermeidung von Redundanz nicht erhoben. Dies betrifft ebenso das Vorhandensein von Sichtdreiecken im Bereich von Hektometersteinen, da diese sich in dem Parameter „Beschattung“ niederschlagen.

In hohem Maße korrelieren ebenso die Eingriffe durch Mahd und Gehölzschnitt mit dem Substrat, da auf allen Bauwerken wie Pflastern, Mauern, Bühnen, aber auch Wasserbausteinen entsprechend der Vorgaben der Wasser- und Schifffahrtsämter prinzipiell keine Gehölze geduldet werden, so dass regelmäßige Pflegeeingriffe der Fall sind und sich auch in der Nutzung die Hemerobie des Standortes widerspiegelt.

Weitere Parameter wie z. B. der Nährstoffeintrag durch Hochwasser sind direkt mit der Höhenlage und somit der Uferform korreliert. Landseitiger Nährstoffeintrag wiederum wird durch das Uferumfeld modelliert. Besondere Uferstrukturen wie z. B. Kolke, Erosionsbereiche etc. wurden aufgrund ihrer Seltenheit am Unteren Mittelrhein nicht in die Bewertung integriert. Größeres Totholz wird durch die Wasser- und Schifffahrtsämter zeitnah entfernt.

Die Daten hinsichtlich der Exposition und des Uferumfeldes wurde den Karten (BfG-DBWK2; Kap. 8.2) und entsprechenden Luftbildern entnommen (Kap. 8.2).

Die Verortung der Datenerfassung erfolgte anhand der **Rheinkilometrierung**, welche sich an der Stromachse orientiert, von der sich rechtwinklig auf das Ufer bezogen die Vermarkungsstellen ergeben. Hierdurch sind in den Kurvenbereichen die Abstände zwischen den Hektometersteinen in Außen- und Innenkurve (Prall- und Gleitufer) voneinander abweichend, wobei diese Abweichung bei der Datenauswertung nachträglich mathematisch korrigiert wurde (siehe Tab. 17; Seite 37). Bühnen wurden hinsichtlich der Vergleichbarkeit von Uferformen bei der Clusterbildung nicht berücksichtigt.

Bei jedem Untersuchungspunkt wurde ein Transekt zwischen Mittelwasserstand und erster Intensivstruktur (Grenze des Untersuchungsraumes: zumeist der Leinpfad) in homogenen Abschnitten aufgenommen. Weichte zum Zeitpunkt der Außenarbeiten der aktuelle Wasserstand vom Mittelwasserstand ab, wurde das Untersuchungstransekt mit Hilfe der Karten der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG-DBWK2; Kap. 8.2) korrigiert.

Die erhobenen Daten wurden in eine Datenbank übertragen und für die jeweiligen Transekte für die Parameter „Substrat“ aggregiert bzw. für den Parameter „Beschattung“ gemittelt. Schwieriger gestaltete sich die Darstellung der Uferform eines Transektes, wobei aus den gemessenen Längen und Neigungen jeweils generalisierte Profile dargestellt wurden (siehe Kap. 3.1.1.2).



### 3.1.1 Parameter der Hemerobie-Modellierung

#### 3.1.1.1 Substrat

Hinsichtlich des jeweiligen Substrates wurden die Vor-Ort-Verhältnisse entsprechend der Tabelle 5 (S. 16) erfasst, wobei bei Vorkommen mehrerer Substrate in Anlage 3 das dominante Substrat vorab angegeben wird.

Überwiegend wurden vor diversen Formen der Böschungssicherungen Wasserbausteine angeschüttet. Diese besitzen in Abhängigkeit von der jeweiligen Größe 30-55 % Hohlräume (BUNDESANSTALT FÜR WASSERBAU 2008) und dienen dem Schutz z. B. des Pflasters bzw. verhindern eine Unterspülung der Böschungssicherung, wobei die Schütthöhe ungefähr die Höhe des Mittelwasserspiegels beträgt und bei einer Neigung von 1:3 die Krone mit einer Breite von ca. 1 m über den Wasserspiegel hinausragt.

Durch Sedimentation gelangt auch in solche groben Substrate ein höherer Sandanteil, so dass hinsichtlich des Substrates alle Übergangszustände vorliegen. Höher gelegene Wasserbausteine können insofern als „Substrat“ eine ganz andere Vegetation aufweisen als eine unmittelbar am Ufer vorhandene Sicherung. Erstere Situation stellt insofern eher ein lückiges, bindiges-sandiges Substrat dar, auch wenn auf den ersten Blick die Wasserbausteine zu dominieren scheinen. LOHMEYER (1982) beschreibt bereits, wie feine Ablagerungen im Pflastergefüge schnell einen jungen Pflanzenbewuchs aufkommen lassen, welcher seinerseits insbesondere bei höheren Wasserständen die Fließgeschwindigkeit herabsenkt, weitere mineralische und organische Partikel herausfiltert und infolgedessen einen dünnen Boden aufbaut. Hohe Nährstoffgehalte des sedimentierten Materials unterstützen die fortschreitende Verkrautung. Diese Sukzession in anthropogenen Ufersicherungen wird seitens der Wasserbauverwaltung nur in wenigen Bereichen (z. B. stromseitige Ufer der Insel Grafenwerth (km 640,7-641,2-GWI) bzw. Feldkirchen (km 611,5-613,0-r)) zugelassen und entwickelt sich bis zu einem geschlossenem Gehölzbestand, welcher die Mauer bzw. Pflaster mehr und mehr zerfallen lässt.

Für jedes Transekt wurden die prozentualen Anteile des jeweiligen Substrates bestimmt und zur Festlegung der Hemerobie-Cluster abschließend in natürliche (Sand, Kies, Fels, bindiger Boden) und künstliche Substrate (Pflaster, Mauer, Schlacken, Wasserbausteine, Spundwände) aggregiert. Diese Aggregation ist zur Reduktion der Anzahl an Clustern auf ein überschaubares Maß notwendig. Der Algorithmus der Clusterbildung könnte Sande und Kiese nicht als natürliches Substrat von z. B. Mauern und Pflastern differenzieren, was eine Fülle von Kombinationen zur Folge hätte, die bei der vorliegenden Fragestellung hinsichtlich der Hemerobie hinderlich wären.

#### 3.1.1.2 Uferform

Von besonderer Bedeutung für die Standortverhältnisse ist die Uferform. Auch OPPERMANN & BRANDES (1993:408) sehen die Ufermorphologie mit ihren spezifischen hydrologischen Verhältnissen von prioritärer Bedeutung für die Uferflora.

Im Bereich der Elbe stellte BRANDES (2007:835) fest, dass befestigte Ufer deutlich steiler sind als naturnahe. Auch im engen Unteren Mittelrheintal ist bis auf wenige Ausnahmen die Steilheit der unmittelbaren Uferbereiche anthropogen und folglich zumeist als Anzeichen zunehmender Hemerobie zu sehen. In Teilbereichen, insbesondere den stromabseitigen Bereichen der Rheininseln, sind im Untersuchungsraum auch natürliche, höhere Ufer vorhanden, so dass eine Steilheit der Ufer allerdings nicht pauschal als anthropogen überprägt gelten kann.

Im Folgenden wird die Uferform von Mittelwasserstand bis Böschungsoberkante bzw. erster Intensivnutzung betrachtet. Für jedes Transekt wurde eine Matrix aus differenzierten Steigungen über die jeweils gemessenen Uferbreitenabschnitte bezogen auf das Mittelwasser

dargestellt. Hierauf aufbauend konnte annäherungsweise das Profil des jeweiligen Ufers modelliert werden.

Letztendlich ist hinsichtlich der Uferformen im Untersuchungsraum eine Formenvielfalt mit allen Übergängen vorhanden, welche auf wenige Grundtypen zu abstrahieren ist. Die Grundtypen beziehen sich ausschließlich auf die Uferform, während die Uferbreite einen hiervon getrennten Parameter darstellt und die Uferformen weiter differenziert (z. B. schmale Flachufer etc.).

Generalisiert wurde die Steilheit in folgender Einteilung aggregiert:

- 0 - 10°: flache Neigung
- > 10° - < 40°: mittlere Neigung
- > 40°: steile Neigung

Hieraus konnten 4 Uferhauptformen abgeleitet werden (Abb. 3). Elementare Formen stellen Flach- und Steilufer dar. Diese sind durch Übergänge aus konvexen und konkaven Formen verbunden, welche sich wesentlich durch die vegetationskundlich bedeutsame Überflutungshäufigkeit unterscheiden. Die alleinige Angabe von mittleren Böschungswinkeln (wie z. B. LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 2001) wären diesbezüglich nicht ausreichend aussagekräftig.

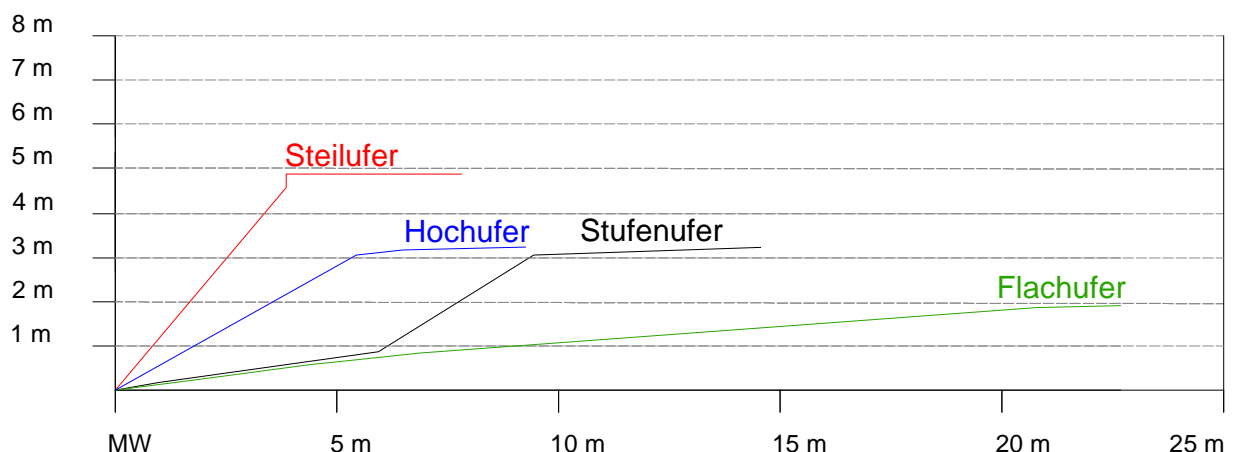


Abbildung 3: Typisierte Uferformen

Als Uferhauptformen werden hierbei ‚Flachufer‘ (grün), ‚Hochufer‘ (blau), ‚Steilufer‘ (rot) und ‚Stufenufer‘ (schwarz) definiert und im Folgenden beschrieben.

**Flachufer (Abb. 4):** Flachufer stellen durch gering geneigte Uferböschungen ziemlich klare Strukturen dar. Eine maximale Steigung von  $10^\circ$  auf den ersten 25 m wurde bei breiteren Ufern hierbei als Ausschlusskriterium gewählt. In wenigen Fällen, in denen Intensivstrukturen näher als 25 m an den Mittelwasserstand heranrücken, sind Flachufer auch schmaler vorzufinden.

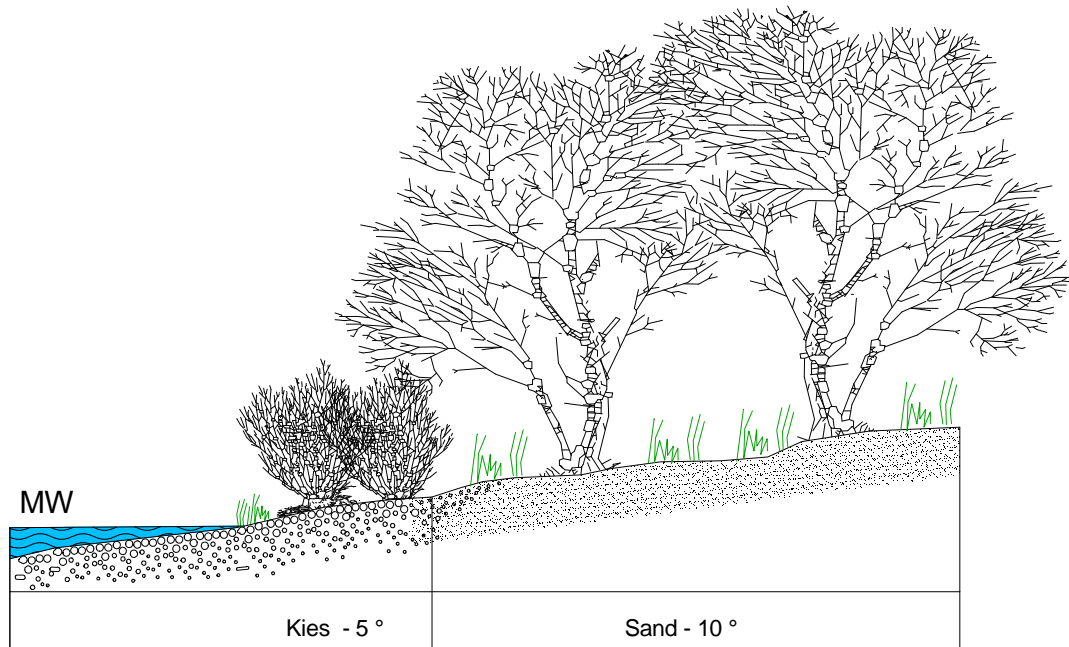


Abbildung 4: Schematische Darstellung der Flachufer

**Hochufer (Abb. 5):** Hochufer steigen unmittelbar am Mittelwasserspiegel an, stellen insofern flache bzw. gekappte Steilufer dar, und bilden eine konvexe Uferform ab. Ihre Steilheit ist geringer als jene der Steilufer und ist auf  $< 40^\circ$  begrenzt (Faustregel im Gelände: Hochufer können herabgestiegen werden, was bei Steilufern nicht möglich ist). Hinsichtlich der Hochufer sind zwei deutliche Subtypen zu unterteilen: hohe Hochufer mit einem Höhenunterschied von  $> 2$  m und flache Hochufer mit einem Anstieg nur um eine Höhe von max. 2 m.

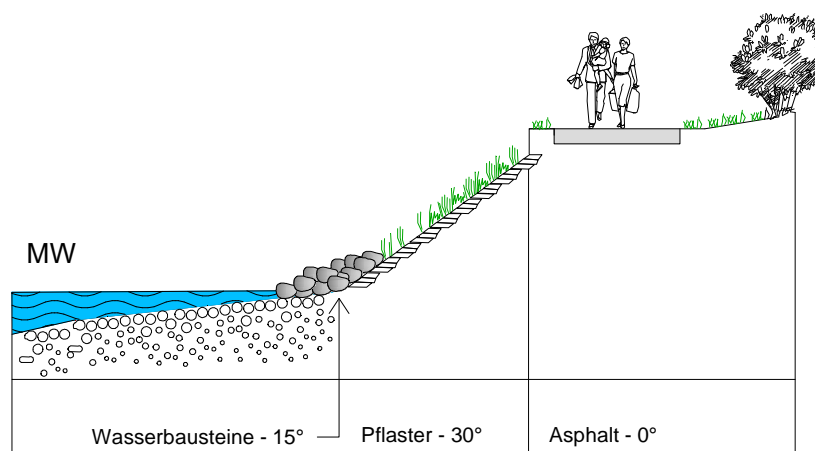


Abbildung 5: Schematische Darstellung der Hochufer

**Steilufer (Abb. 6):** Steilufer steigen mit  $> 40^\circ$  Steigung auf mindestens 2 m an. Sie sind überwiegend anthropogen, mit Mauern bzw. Pflastern befestigt und in Extremfällen als steile Mauern oder gar Spundwände ausgebildet.

Nur in seltenen Fällen sind gehölzbestandene Steilufer im Bereich der abstromigen Seiten der Rheininseln anzutreffen.

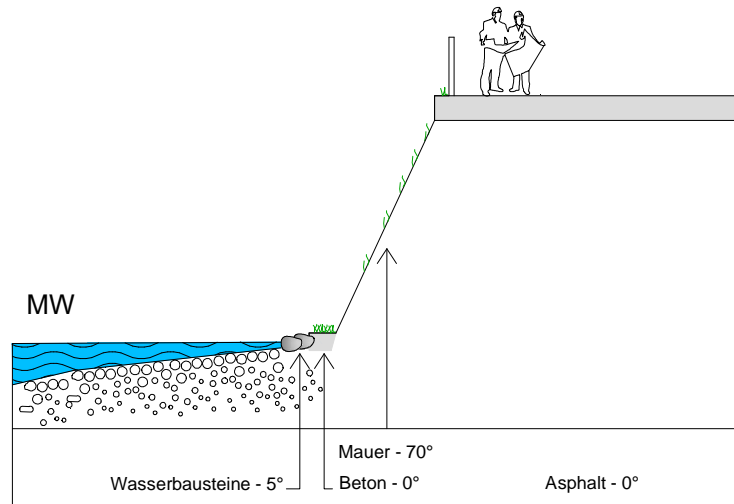


Abbildung 6: Schematische Darstellung der Steilufer

**Stufenufer:** Stufenufer stellen konkave Uferformen dar und bestehen aus wassernahen, flachen und landseitigen, steileren Bereichen (Abb. 7). Gelegentlich sind auch mehrere Stufen bzw. Bermen vorzufinden. Der vegetationskundlich bedeutungsvolle amphibische Bereich ist ansatzweise ausgebildet, allerdings auch häufig mit Wasserbausteinen befestigt. Stufenufer stellen einen Mischtyp aus Flach- und Steil- bzw. Hochufer dar. Die Abgrenzung zwischen Stufenufern und Flachufern muss hierbei normativ festgelegt werden. Hierfür wird das Verhältnis vom Flachbereich zum Steilbereich hinsichtlich der Zuordnung betrachtet. Diesbezüglich wird für den Unteren Mittelrhein der im Untersuchungsraum als mittlere Uferbreite bestimmte Wert von 25 m verwandt. Ist der flache Profilanstieg bei breiteren Ufern  $< 25$  m gelegen, werden diese Ufer als Stufenufer kategorisiert. Bei einer Breite von  $> 25$  m werden die Ufer auch als Flachufer erfasst, wenn darauf ein deutlicherer Anstieg landseitig anschließt.

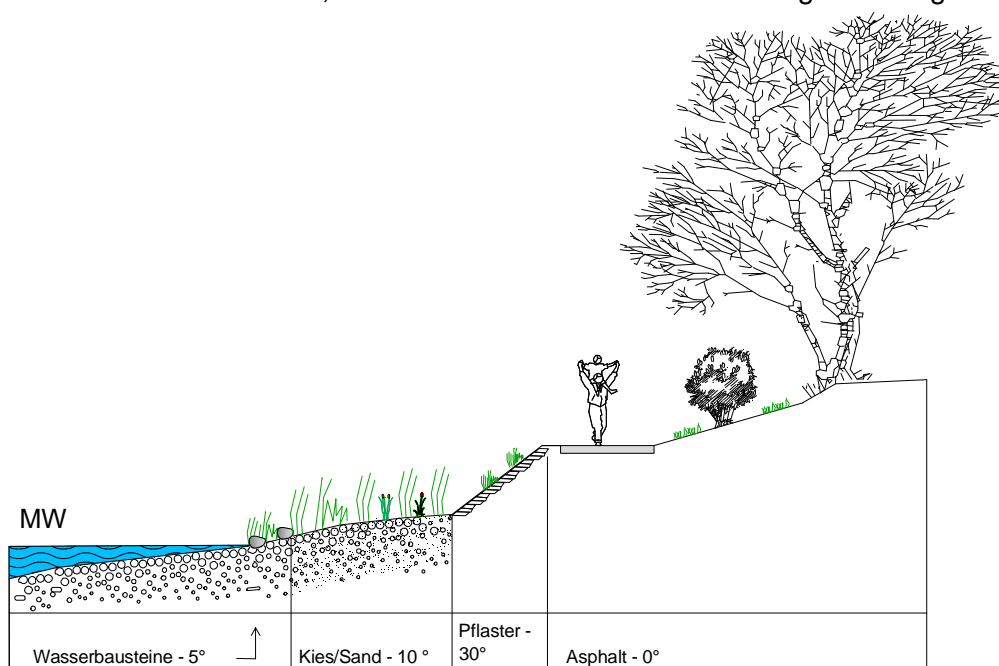


Abbildung 7: Schematische Darstellung der Stufenufer

Die Kategorisierung hat charakteristische Abfolgen von Uferformen zur Folge. So entwickeln sich entlang der Uferlinie z. B. schmaler werdende Flachufer zu Stufenufern und werden, sobald die hohen Strukturen noch näher an den Wasserspiegel rücken, zu Hochufern bzw. Steilufern.

### **3.1.1.3 Beschattung**

Auch wenn die Beschattung nicht als abiotischer Parameter zu sehen ist, wurde sie als Parameter hinsichtlich der Hemerobie gewählt, da im weniger hemeroben Zustand die Ufer oberhalb der Mittelwasserlinie überwiegend durch Gehölze beschattet vorzufinden sind (u. a. FILZEK 2008:53). LOHMEYER (1975) merkt diesbezüglich an, dass das Cuscuta-Convolutum im Bereich der Weichholzaue und auch das Chaerophylletum bulbosi im Bereich der Hartholzaue durch anthropogene Dezimierung des Ufergehölzbewuchses deutlich zugenommen haben. Ebenso weisen OPPERMAN & BRANDES (1993) auf die günstigeren Bedingungen für diese Gesellschaften durch die anthropogene Änderung der Lichtverhältnisse hin.

Vorgelagerte, stark besonnte und naturnahe Vegetationseinheiten des Chenopodion entziehen sich durch die wasserseitige Begrenzung des Untersuchungsraumes bis zur Mittelwasserlinie dieser Betrachtung. Insofern würde auch die Bewertung eines großflächigen, stark sonnigen Polygonum brittingeri-Chenopodietum rubri im Spätsommer vor einer geschlossenen Weichholzaue hinsichtlich der Beschattung folgerichtig als wenig hemerob eingestuft werden.

Eine Aufgabe der Wasserschifffahrtsverwaltung ist auch das Freischneiden der Sichtzeichen (Hektometersteine etc.). Auch wenn größere Schiffe über moderne GPS-Systeme verfügen, werden diese Sichtzeichen auch zukünftig in Form von Sichtdreiecken für Hobbyschiffer und zum Schutz vor Havarien freigehalten (mdl. WSA Bingen, WECKOP). Diese werden so freigeschnitten, dass ein mit dem Rücken gegen das Schild positionierter Betrachter auf den Rhein blickend 3 weitere Hektometersteine bergauf und 3 Schilder bergab wahrnehmen kann, so dass sog. Sichtdreiecke von höherem Bewuchs freigehalten werden.

Die Beschattung durch Ufergehölze wurde in Form der senkrechten Projektionsfläche prozentual abgeschätzt und für jedes Transekt gemittelt.

### **3.1.1.4 Uferbreite**

Die Breite der einzelnen Transekte wurde von dem jeweiligen Mittelwasserstand bis zur ersten Intensivstruktur bzw. in den wenigen, extensiv genutzten Bereichen (z. B. km 655,5-659,2-r) bis zur Böschungsoberkante ermittelt und entsprechend Tab. 6 klassifiziert. Überwiegend stellen die ersten landseitigen Intensivnutzungen befestigte Wege (zumeist den Leinpfad), Bebauung, Straßen oder Bahnlinien dar. Nur in wenigen Fällen wird intensive Acker- oder Grünlandnutzung als Begrenzung vorgefunden. Bei Kartierarbeiten unterhalb des Mittelwasserspiegels wurde die Lage des Mittelwasserspiegels mit den Karten der Bundesanstalt für Gewässerkunde (DBWK2; Kap. 8.2) korrigiert.

Die Uferbreite ist zumeist mit dem Uferstrandstreifen gleich zu setzen und wird in eine 10-teilige Punkteskala übersetzt, wobei beispielsweise der mittleren Uferbreite von 25 m (siehe Kap. 4.1.1.4) ein Wert 6 zugeteilt wird. Die maximale Breite des Untersuchungsraumes beträgt 169 m. Die Uferbreite kann als deutlicher Parameter hemerober Strukturen betrachtet werden. Sicherlich wären in Engbereichen mit Felsen des Mittelrheintals die ursprünglichen ahemeroben Ufer nicht > 100 m breit. Durch die Begrenzung des Betrachtungsbereiches bis zur ersten Intensivstruktur, welche in den Engbereichen des Rheintals immer unmittelbar am Ufer vorzufinden ist, ist diese Überlegung jedoch nicht relevant. Schwierigkeiten ergeben sich allerdings hinsichtlich der Betrachtung von schmaleren Bereichen der Rheininseln.

Tabelle 6: Ableitung des Index für den Parameter „Uferbreite“

Uferbreite von (m)	Uferbreite bis (m)	Punktwert
0	6	10
7	12	9
13	18	8
19	24	7
25	30	6
31	36	5
37	42	4
43	48	3
49	75	2
76	175	1

### 3.1.1.5 Uferumfeld

Im Folgenden wird das Uferumfeld hinsichtlich der Hemerobie klassifiziert (Tab. 7). Da die breitesten Ufer ca. 170 m betragen, wurde als bewertungsrelevanter Raum der Abstand von 200 m vom Mittelwasserspiegel angesetzt. Die im Transekt vorliegenden Biotoptypen wurden erfasst, bewertet und für jedes Transekt ein Mittelwert hinsichtlich der Hemerobie des Uferumfeldes berechnet.

Tabelle 7: Ableitung des Index für den Parameter „Uferumfeld“

Struktur	Punkte	Hemerobie (KLOTZ & BRIEMLE 2002)
Verkehrsflächen (versiegelt), städtische Besiedlung, vollversiegelte Flächen, Industrie	10	7 = metahemerob (überaus starker menschlicher Einfluss)
dörfliche Besiedlung, Sport- und Campingplatz	9	6-7
Abbauflächen	8	6-7
Intensivacker, Baumschulen, Weinanbau, Intensivobstanbau	7	6 = polyhemerob (sehr starker menschlicher Einfluss)
Garten	7	5 = $\alpha$ -euhemerob (starker menschlicher Einfluss)
Park mit altem Baumbestand	6-7	4-5
Grünland, Streuobstwiesen	5	4 = $\beta$ -euhemerob (mittlerer menschlicher Einfluss)
Ruderalflächen	4	3 = mesohemerob (mäßiger menschlicher Einfluss)
Gebüsch, kleinflächige Gehölze, Magerrasen	3	2-3
Wald	2	2 = oligohemerob (sehr geringer menschlicher Einfluss)
Fels	1	1 = ahemerob (ohne menschlichen Einfluss)

### 3.1.1.6 Uferverbau

Je näher am Wasserspiegel Maßnahmen des Wasserbaus umgesetzt wurden, desto geringer sind flussdynamische Prozesse möglich und desto mehr wird der ökologisch besonders hochwertige amphibische Bereich beschränkt. Ziel des Verbaus ist es vor allem die hydraulische Belastung durch schiffverkehrsbedingte Beeinträchtigung oder Hochwasser zu vermeiden und dynamische Prozesse wie Laufverlagerung, Seitenerosion, Sedimentablagerungen etc. zu verhindern. Entscheidend für dieses Teilkriterium der Hemerobie ist vom Wasser aus betrachtet der erste Uferverbau. Insofern sind weitere landseitige Freiflächen nach dem ersten Verbau hinsichtlich dieses Parameters nicht mehr Gegenstand der Betrachtung (gelbe Markierung in Tab. 8). Als Verbau werden hierbei gesehen: Wasserbausteine, Pflasterung,

Spundwand, Mauer, Verkehrsinfrastruktur (z. B. befestigte Wege wie Leinpfad, Straße, Bahn).

Tab. 8 gibt die Übersetzung des jeweiligen Verbaus in eine 10-teilige Punkteskala wieder.

Tabelle 8: Ableitung des Index für den Parameter „Uferverbau“

Index	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
Verbau nach (m)	0-3	0-7	8-14	15-21	22-28	29-35	36-42	43-49	50-75	76-175
Abstand vom MW	Mittelwasserspiegel (MW)									
1 m										
2 m										
3 m										
4 m										
5 m										
6 m										
7 m										
8 m										
9 m										
10 m										
11 m										
12 m										
13 m										
14 m										
15 m										
16 m										
17 m										
18 m										
19 m										
20 m										
21 m										
22 m										
23 m										
24 m										
25 m										
26 m										
27 m										
28 m										
29 m										
30 m										
31 m										
32 m										
33 m										
34 m										
35 m										
36 m										
37 m										
38 m										
39 m										
40 m										
41 m										
42 m										
43 m										
44 m										
45 m										
46 m										
47 m										
48 m										
49 m										
50 m										

Legende: Rot: Verbau; Blau: natürliches Substrat; Gelb: hier nicht relevanter Betrachtungsbereich

### 3.1.1.7 Exposition

Die Daten hinsichtlich der Exposition wurden an jedem Untersuchungspunkt in Anlehnung an LEYER & WESCHE (2007) als zirkuläre Daten in zwei Variablen als Nördlichkeit (Kosinus) und Östlichkeit (Sinus) transformiert.

### 3.1.2 Clusterung

Homogene Ufer hinsichtlich aller genannten Parameter werden im Untersuchungsraum kaum vorgefunden; vielmehr sind eine Vielzahl von fließenden Übergängen von Parameterkombinationen zu erkennen, so dass hinsichtlich einer Klassifizierung von Ufertypen eine Clusteranalyse gewählt wurde. Ein alternativ hierzu zu entwickelnder hierarchisch-dichotomer Schlüssel zur Differenzierung von Uferclustern impliziert die prioritäre Gewichtung von einzelnen Kriterien, welche kaum begründbar wäre bzw. führt zu einer ungewollten Vielzahl an Clustern. Nominale Daten der Uferformen werden für die Clusteranalyse in Dummy-Variablen umgewandelt, wobei n-1 Variablen benötigt werden, da sich die Werte gegenseitig ausschließen (LEYER & WESCHE 2007).

In den folgenden Arbeitsschritten wurden die Daten abschließend normiert und mittels einer Clusteranalyse klassifiziert. Im Zuge der Auswertung wurde eine Vielzahl von Modifikationen der Parameter und deren Gewichtung geprüft. Hierbei erwies es sich als sinnvoll, in der Clusteranalyse von der Exposition als Parameter Abstand zu nehmen, um eine überschaubare Anzahl von Clustertypen zu generieren. Auch wurde auf die Exposition im Rahmen der Clusteranalyse verzichtet, da eine unmittelbare Aussage hinsichtlich der Hemerobie nicht gegeben ist. Die Daten betreffs der Exposition wurden in Zusammenhang mit den biotischen Daten weiter ausgewertet.

Mehrere Clusteranalysen mit unterschiedlicher Gewichtung der Parameter wurden durchgeführt und die Ergebnisse auf Plausibilität vor Ort abgeglichen. Als Ergebnis wurde aus den erhobenen Daten hinsichtlich der Hemerobie des jeweiligen Ufers ein **Hemerobie-Index** wie folgt modelliert (Tab. 9):

Tabelle 9: Gesamt-Hemerobie-Index durch Gewichtung der einzelnen Parameter

Parameter	Beschattung	Uferform	Substrat	Uferverbau	Umfeld	Uferbreite	Summe
<b>Gewichtung</b>	1	2	2	1,75	0,25	1	<b>8</b>
<b>%</b>	12,5 %	25,0 %	25,0 %	21,9 %	3,1 %	12,5 %	<b>100,0 %</b>

Die höhere Gewichtung einzelner Parameter betont die habitatspezifische Bedeutung des Einflusses des Faktors ‚Wasser‘. So ist die Bedeutung der Uferform und zumeist auch des Verbaus unmittelbar mit der Überschwemmungshäufigkeit korreliert und insofern von höherer Bedeutung. Ebenso ist die Naturnähe des Substrates im Bezug zur Hemerobie des Standortes hoch anzusetzen, während die Beschattung und Uferbreite, aber vor allem das Umfeld diesbezüglich abgewertet wurden. An dieser Stelle sei nochmals darauf hingewiesen, dass die Modellierung der Hemerobie der Ufer nur eine Annäherung an die reale Situation darstellen kann und somit einen Versuch darstellt, eine komplexe Situation mit aussagekräftigen Werten zu typisieren.

## 3.2 Vegetationskartierung

### 3.2.1 Aufnahmedesign

Aufgenommen wurden höhere Blütenpflanzen und Farne. Als nomenklatorische Basis dient Rothmaler 20. Auflage (JÄGER 2011). Im Falle hier nicht vorgefundener Neophyten wurde auf die Florenliste von K. H. Buttler (Version 4 - BUTTLER 2012) zurückgegriffen.



Eine Standardmethode zur Erfassung der Flussufervegetation liegt nicht vor, so dass das Aufnahmedesign der Fragestellung und dem zu untersuchenden Raum angepasst wurde.

Hinsichtlich einer aussagekräftigen **Flächenauswahl** für pflanzensoziologische Aufnahmen an Ufern ergibt sich eine Reihe von Schwierigkeiten. So betont WISSKIRCHEN (1995:336) beispielsweise die in Abhängigkeit von Witterungsverlauf und Wasserstandsschwankungen großen Unterschiede in der Ausdehnung der Pflanzengesellschaften von Jahr zu Jahr und die damit verbundene deutliche zeitliche Unschärfe.

ASMUS (1987), aber auch LUDEWIG (1999) untersuchten die Ufervegetation anhand von subjektiv ausgewählten, möglichst homogenen und charakteristischen Aufnahmeflächen. Auch KNOLLOVÁ et al. (2006) wählten homogene Abschnitte und orientierten sich an morphologischen Böschungstypen.

BRANDES (1996a:9) hingegen schlägt zur Erfassung des Artinventars die Untersuchung von gleichmäßig verteilten Abschnitten von je 50 m in Abständen von 1 km bei kleinen Flüssen bzw. weiteren Abständen bei größeren Flüssen vor und erfasst mit dieser Methodik 85-90 % des Arteninventars. KASPEREK (1996) diskutierte ebenfalls die Methodik zur Erfassung der Ufervegetation bezüglich Untersuchungen an der Rur und schließt sich hinsichtlich der floristischen Untersuchungen im Groben der Methodik von BRANDES an, wobei er die Diskussion hinsichtlich der Länge des zu untersuchenden Abschnittes mit der Diskussion um die Größe eines Minimumareals vergleicht. Eine kontinuierliche Kartierung von ausgewählten Arten in festgelegten Abschnitten wird von dem Autor alternativ geprüft. Allerdings muss diesbezüglich die Artenauswahl vorab erfolgen, was bei stark anthropogen überformten Ufern durch eine hiermit verbundene theoriegeleitete Erfahrungssuche eine Vorwegnahme der Ergebnisse beinhalten könnte und die genaue Kenntnis von regionalen Hemerobie-Zeigerwerten voraussetzen würde. Eine Flächenauswahl, welche eine günstige Erreichbarkeit der Ufer beinhaltet, wie bei OPPERMANN & BRANDES (1993) angeführt, ist insbesondere hinsichtlich Fragen der Hemerobie nicht erwünscht.

Zudem werden hinsichtlich der Aussagen zur Hemerobie auch genauere quantitative Ergebnisse gesucht und folglich pflanzensoziologische Aufnahmen anvisiert.

Eine Vielzahl kleinflächig wechselnder Parameter beeinflussen die Vegetationsbestände am Unteren Mittelrhein, was ein großes ‚Grundrauschen‘ zur Folge hat. Die Clusteranalyse hinsichtlich der Hemerobie der Ufertypen zeigt eine sehr unregelmäßige Verteilung der Cluster auf, welche vorgenannten Methoden nur bedingt gerecht werden würden. Eine pauschale Aggregation der Artaufnahmen innerhalb der 500 m-Abschnitte im Bereich der Bonner Rheinufer führten HACHTEL et al. (1999) und später auch LAUDAN & RÜTTEN (2009) durch. Sie erreichten aufgrund der kleinflächigen Wechsel der Ufertypen eine gute Übersicht bezüglich der vorzufindenden  $\alpha$ -Biodiversität, aber hinsichtlich der Kausalanalyse aufgrund der gewässermorphologisch inhomogenen Abschnitte schwer zu interpretierende Ergebnisse.

Eine stratifizierte Zufallsstichprobennahme („random stratified sampling“) beinhaltet robuste Ergebnisse, wobei nach einer Stratifikation z. B. in Form von abiotischen Clustern als wichtigsten Gradienten im Bereich der Ufer, anschließend zufallsverteilt die Probeflächenauswahl stattfindet. Bei der Vielzahl der durchgeführten Vegetationsaufnahmen bezogen auf die hier überschaubare Anzahl von zehn modellierten Hemerobie-Clustern wurde hingegen bei vorliegender Fragestellung eine pauschale Flächenauswahl in Form einer systematischen Stichprobenverteilung mit einer Festlegung der Aufnahmeflächen in ca. 300 m Abständen gewählt, was im Ergebnis einer stratifizierten Zufallsstichprobe nahe kommt (Tab. 62; Seite 198).

An den in vorliegender Untersuchung äquidistanten Untersuchungspunkten wurden eine bis mehrere Aufnahmen in Abhängigkeit von der differierbaren Vegetationsstruktur als **Transekte** („Gürtel-Transekte“) senkrecht zum Wasserspiegel erfasst, so dass bei 750 Vegetationsaufnahmen 533 Transekte d. h. Untersuchungspunkte erhoben wurden. Diese Vorgehensweise wurde unter anderem auch deshalb gewählt, weil das Ziel der Untersuchung repräsentative Flächenaussagen sind und nicht die gezielte Erfassung aller vorkommenden Pflanzengesellschaften bzw. ausgewählter oder seltener Pflanzengesellschaften, welche hinsichtlich der Methodik diesbezüglich ergänzt werden müsste (PEET & ROBERTS 2013:36). MICHALCOVÁ et al. (2011) stellten so bei einem Vergleich von gezielter, subjektiver Flächenwahl verglichen mit randomisierter-stratifizierter Flächenwahl fest, dass bei ersterer mehr gefährdete Arten und eine höhere  $\alpha$ -Biodiversität bestimmt werden und letztere insbesondere hinsichtlich statistischer Analysen zu präferieren ist.

Die kleinflächige und mosaikartige Struktur der Ufervegetation, z. B. durch die Anlage von Sichtschneisen im Bereich der Hektometersteine, erschwert die Flächenwahl. Auch die Dominanzbildung von Arten und die damit einhergehende Inhomogenität der Bestände (z. B. durch Klone von *Symphyotrichum div.*) und von z. T. sehr schmalen Abstufungen parallel zum Strom (z. B. schmale vorgelagerte Säume von *Phalaris arundinacea*) mit den hiermit verbundenen kleinflächigen, räumlichen Verteilungsmustern erschwert weiterhin die Festlegung der Aufnahmeflächen.

Die Orientierung im Gelände erfolgte anhand von Karten, den Hektometersteinen der Rheinkilometrierung bzw. durch die Verwendung eines GPS. Die Untersuchungen wurden jeweils zwischen Mai und Oktober 2011 und 2012 durchgeführt; 2013 wurden einzelne Flächen zur Evaluierung der erarbeiteten Modelle noch einmal aufgesucht. Für den hier vorliegenden Untersuchungsraum sind die Pegel Koblenz (km 591,49), Andernach (km 613,78), Oberwinter (km 638,19) und Bonn (km 654,78) ausschlaggebend. Die Ganglinien des Rheins beim Pegel Andernach in den Untersuchungsjahren 2011-2013 sind in Abb. 8 dargestellt.

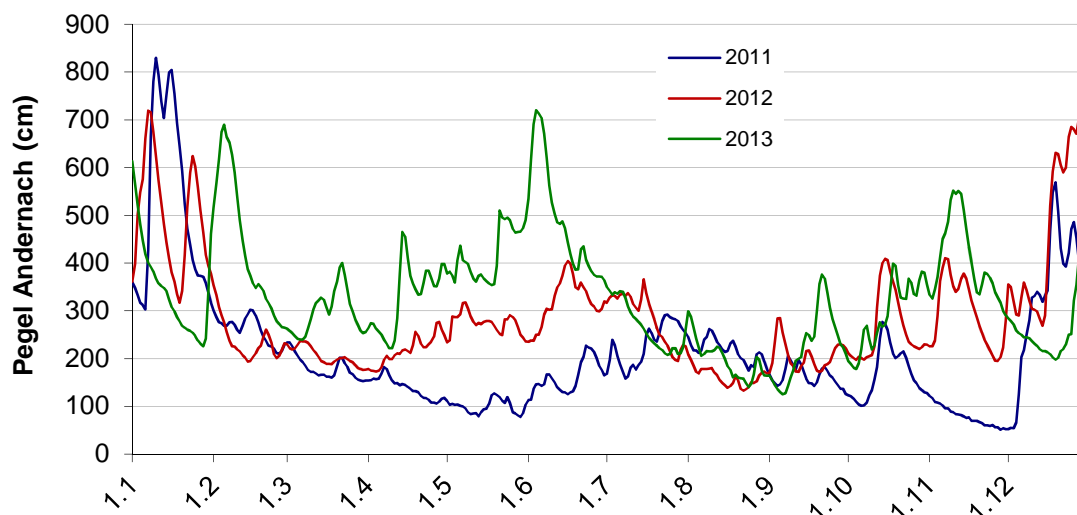


Abbildung 8: Ganglinien des Pegels Andernach (km 613,78) für 2011-2013 (Wasser- und Schiffsverkehrsverwaltung des Bundes (WSV), bereitgestellt durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG))

Hinsichtlich der Ganglinien des Rheins war das Jahr 2011 durch einen sehr trockenen Frühsommer und auch längere Niedrigwasserphasen im Herbst charakterisiert, während 2012 der Wasserstand im Frühjahr und Frühsommer deutlich höher war und sich auch im Spätsommer eine charakteristische Niedrigwasserphase einstellte. 2013 wurde hingegen durch noch höhere Wasserstände und ein Hochwasser in der Vegetationsperiode geprägt.

Die Vegetationsaufnahmen wurden nach der Braun-Blanquet-Methode durchgeführt. Hinsichtlich der Schätzskala der Deckungsgrade wurde hingegen auf die Braun-Blanquet-Skala verzichtet, da diese Methode nicht äquidistant ist. Stattdessen wurde die metrische **Prozentmethode** verwandt, welche durch die direkte Angabe geschätzter Prozentwerte die Ergebnisse unmittelbar den mathematischen-statistischen Auswertungen zuführt. Ungenauigkeiten bei der Abschätzung der Prozentwerte vor Ort werden auf jeden Fall gegenüber den Ungenauigkeiten bei der Transformierung von Werten der Braun-Blanquet-Schätzskala aufgehoben. Geringere Deckungen als 1 % wurden pauschal als 0,1 % gewertet.

Aufgrund der sehr unterschiedlichen Physiognomie der Bestände und Soziabilität der Arten ist die Festlegung der **Minimumareale** von großer Bedeutung. Die Soziabilität in Form von Herdenbildung einer Art kann in verschiedenen Gesellschaften stark abweichen und wird insbesondere an Ufern als Ausdruck von Pionierstadien oder externen Störungen gesehen. DENGLE (2003:69) kritisiert in seiner Arbeit ausdrücklich das Konzept der Minimumarealbestimmung und bezeichnet die Sättigung der Arten-Areal-Kurven als „mathematisches Artefakt“. Der Autor fordert aufgrund seiner Untersuchungen eine klare Benennung der jeweiligen Flächengröße und einheitliche Aufnahmeflächen bei Untersuchungen vergleichbarer Vegetationstypen.

Die in vorliegender Arbeit festgelegten Größen der Aufnahmeflächen orientieren sich u. a. an den Überlegungen von DENGLE (2003) hinsichtlich von Standardprobenflächengrößen. Überwiegend wurde dabei die Faustregel herangezogen, das Minimumareal in Quadratmeter als 1/10 der mittleren Höhe der Pflanzengesellschaft anzusetzen (DENGLE 2003:119). Hinsichtlich der prozentualen Abschätzung werden in Tab. 10 zudem Abstufungen aufgeführt, welche die Abschätzung im Gelände erleichterten.

Tabelle 10: Minimumareale der Vegetationsaufnahmen

Schicht	Höhe	Fläche in m	m <sup>2</sup>	10 % in m <sup>2</sup>	1 % in m <sup>2</sup>	0,1 % in m <sup>2</sup> bzw. cm <sup>2</sup>
<b>Krautschicht</b>	-	4 x 4	16	1,6	0,16	0,016 bzw. 13 x 13 cm
<b>Strauchschicht</b>	bis 5 m Höhe	5 x 5	25	2,5	0,25	0,025 bzw. 16 x 16 cm
<b>2. Baumschicht</b>	bis 10 m Höhe	10 x 7,5	75	7,5	0,75	0,075 bzw. 27 x 27 cm
<b>1. Baumschicht</b>	ab 10 m Höhe	10 x 15	150	15	1,50	0,150 bzw. 40 x 40 cm

Die relativ geringe Größe des Minimumareals für krautige Arten ist an dieser Stelle gerechtfertigt, da die Bestände im Uferbereichen teils in schmalen Streifen Gradienten widerspiegeln und teilweise eng verzahnte Gesellschaften darstellen. Die Form der Aufnahmefläche wurde hinsichtlich der Anforderung an die Homogenität der Situation vor Ort weitestgehend angepasst und weist bei Bedarf auch bandförmige Strukturen auf. Auf Angaben zur Abundanz wurde verzichtet, da sich dies für eine Vielzahl von Arten (wie z. B. *Rubus caesius*, *Potentilla reptans*, *Cuscuta* div.) kaum korrekt bestimmen lässt.

### 3.2.2 Klassifikationsverfahren

Die pflanzensoziologischen Aufnahmen wurden mit dem Programm TURBOVEG (HENNKENS & SCHAMINEE 2001) erfasst und in die Software JUICE (CHYTRÝ et al. 2002) übertragen und dort syntaxonomisch hinsichtlich der Braun-Blanquet-Klassifikation ausgewertet.

Ebenfalls wurden mit der Clusteranalyse als hierarchisch-agglomerierendes Klassifizierungsverfahren (Kap. 4.4.3), dem TWINSPLAN-Algorithmus als hierarchisch-divisives Klassifizierungsverfahren (Kap. 4.4.1) und der auf Treuwerte basierenden COCKTAIL-

Methode (4.4.2) numerische Klassifikationsverfahren angewandt. Details der jeweiligen Methodik sind intensiv mit dem spezifischen Datenbestand verbunden und werden unter Kap. 4.4 diskutiert.

### 3.2.3 Detailkartierung ausgewählter Arten

Charakteristisch für die oben geschilderte Probenflächenwahl sind repräsentative quantitative und qualitative Ausschnitte der Uferflora. Bewusst wurde bei den oben beschriebenen Vegetationsaufnahmen nicht nach seltenen Arten bzw. Gesellschaften gesucht. Charakteristische Zeigerarten wurden bei einem Umfang von 750 Vegetationsaufnahmen hierbei jedoch in einer Größenordnung erfasst, die auch eine statistische Aussage stützt.

Hierzu ergänzend wurde neben der pflanzensoziologischen Kartierung in Anlehnung an KASPEREK (1996:158) eine Erfassung seltener und biotoptypischer Arten in den Untersuchungsjahren 2011 und 2012 durchgeführt (siehe Anlage 1).

Ziel hierbei ist die

- Erfassung der räumlichen Verbreitung von Zeigerarten und der Bezug zu Hemerobie-Clustern,
- Erfassung seltener Arten.

Die Ergebnisse sind in Anlage 1 zusammengefasst und durch eine Gesamtartenliste ergänzt. Bezugsräume dieser Erfassung waren die 100 m Abschnitte zwischen den Hektometersteinen im Bereich der Rheinkilometrierung. Die Abundanz der Vorkommen am Fundort erfolgte semiquantitativ in folgenden Größenklassen:

- 1 - sehr spärlich
- 2 - spärlich
- 3 - wenig zahlreich
- 4 - zahlreich
- 5 - sehr zahlreich

Die Kriterien für die Auswahl dieser Arten waren:

- Stromtalpflanze
- Seltenheit
- Gefährdung
- Stenökie (ausgewählt anhand von Zeigerwerten nach ELLENBERG et al. 2001)

Eine Auswertung der Daten erfolgt schwerpunktmäßig unter Kap. 4.2, geht aber auch teilweise in die idiotaxonomische Betrachtung der Hemerobie unter Kap. 4.5.2 ein.

### 3.2.4 Untersuchung der Wirtsabhängigkeit von *Cuscuta*

Im Untersuchungsraum sind mit *Cuscuta europaea*, *Cuscuta lupuliformis* und *Cuscuta groenovii* drei Arten des Teufelszwirns vorzufinden. Hinsichtlich der Wirtsabhängigkeit dieser Schmarotzer sind in der Literatur teilweise widersprüchliche Angaben vorzufinden. Ergänzend zu obigen Erhebungen wurden ca. 500 *Cuscuta*-Vorkommen hinsichtlich ihrer Wirte untersucht. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass nicht jede von einer *Cuscuta*-Art umrankte Art und jede Ausbildung von Haustorien auch für die Ernährung des Parasiten geeignet ist. U. SCHMITZ (mdl. Mitteilung) weist darauf hin, dass insbesondere mehrere gleichzeitig von einer *Cuscuta*-Art umrankte Arten nur bedingt einen Hinweis auf den eigentlichen Wirt geben. Insofern wurden nur Daten ausgewertet, welche bezüglich des potenziellen Wirts eine eindeutige Zuordnung zuließen, wobei nur im Einzelfall eine geringe Unsicherheit verbleibt. Die Ergebnisse werden in Kap. 4.2.4 diskutiert.

## 4 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Hemerobie-Kartierung zusammengefasst, welche für das Verständnis der Beziehungen zwischen dem jeweiligen Hemerobiegrad des Standortes und den unter Kap. 4.2 angeführten biotischen Untersuchungsergebnissen wesentlich sind. Hieran schließt eine idio- und eine syntaxonomische Auswertung der biotischen Daten an, bevor im Kap. 4.5 die Daten zusammengeführt und hinsichtlich der Korrelationen bezüglich der Hemerobie ausgewertet werden.

### 4.1 Ergebnisse der Hemerobie-Modellierung

#### 4.1.1 Parameter der Hemerobie-Modellierung

Standörtliche Unterschiede sind in hohem Maße für das Vorkommen spezifischer Pflanzengesellschaften ursächlich. Ob dies ausschließlich zu betrachten ist, muss in Frage gestellt werden. So vermuten z. B. NEZADAL & BAUER (1996) in Zusammenhang mit der Neophytenverbreitung an Ufern, dass der Zeitpunkt der Besiedlung als zufälliges Ereignis ausschlaggebend für das Vorkommen von Pflanzengesellschaften sein könnte.

##### 4.1.1.1 Substrate

Die unter Kap. 3.1.1.1 aufgeführten Substrate sind in den Uferbereichen sehr unterschiedlich verteilt und bestimmen in hohem Maße die jeweilige Hemerobie (Tab. 11). Die Angaben unter „Fläche“ beziehen sich auf 1 m breite Transekte. Hemerobe Substrate (Wasserbaustein, Pflaster, Mauern) betragen im Untersuchungsraum ca. 22 %.

Tabelle 11: Verteilung der Substrate im Untersuchungsraum

Substrat	Kürzel	Fläche	Anteil
Wasserbausteine	ss	8.080 m <sup>2</sup>	10,8 %
Pflaster	p	5.771 m <sup>2</sup>	7,7 %
Mauern	ma	2.458 m <sup>2</sup>	3,3 %
Kies	k	7.525 m <sup>2</sup>	10,1 %
Sand	s	18.086 m <sup>2</sup>	24,3 %
Bindiger Boden	bb	29.278 m <sup>2</sup>	39,3 %
Stein	st	2.525 m <sup>2</sup>	3,4 %
Schlacke/Fels	sla/fe	500 m <sup>2</sup>	0,7 %
Wasserflächen	-	348 m <sup>2</sup>	0,5 %

##### 4.1.1.2 Uferform

Die Uferformen sind in unterschiedlichem Umfang verteilt, wie Tab. 12 aufzeigt. Deutlich dominieren hierbei Hochufer, während Flach- und Steilufer ungefähr in gleichen Teilen vorzufinden sind. Die berechnete mittlere Breite der Ufer (siehe Kap. 4.1.1.4) von 25 m wird nur annähernd von den Hochufern erreicht und von Stufen-, aber besonders von Steilufern unterschritten. Als überdurchschnittlich breit erweisen sich erwartungsgemäß die Flachufer.

Tabelle 12: Verteilung der Uferformen im Untersuchungsraum

Uferform	Untersuchungspunkte	mittlere Breite	Anteil
Flachufer	647	43,8 m	20,8 %
Stufenufer	535	18,7 m	17,2 %
Hochufer	1.144	23,3 m	36,7 %
Steilufer	751	12,6 m	24,1 %
keine Zuordnung	37	-	1,2 %

Keine Zuordnung einer Uferform erfolgte im Bereich von Mündungen, Rampen etc.

#### 4.1.1.3 Beschattung

Die deutlich hemeroben Strukturen der Ufer des Unteren Mittelrheintals drücken sich auch in der Beschattung der Ufer aus, wobei gemittelt über alle Untersuchungspunkte lediglich 24,5 % der Untersuchungsflächen sich als beschattet erweisen.

#### 4.1.1.4 Uferbreite

Die mittlere Uferbreite der gemessenen Untersuchungspunkte der Ufer am Unteren Mittelrhein beträgt 25 m. Die Spannweite der Uferbreiten liegt zwischen 0 - 169 m, wobei 50 % aller Ufer eine Uferbreite zwischen 6-18 m aufweisen; der Median ist bei 17 m gelegen. Die Verteilung der Uferbreiten zeigt Abb. 9 auf:

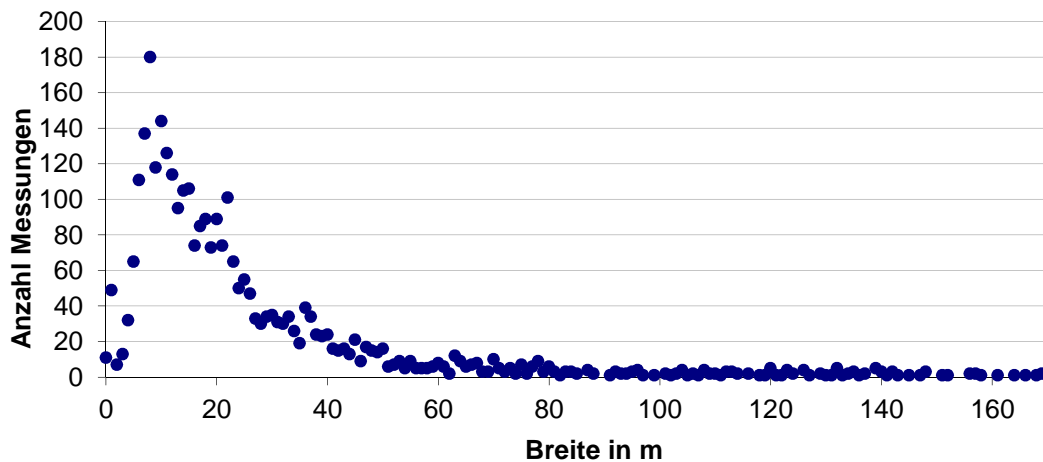


Abbildung 9: Verteilung der gemessenen Uferbreiten am Unteren Mittelrhein

#### 4.1.1.5 Uferumfeld

Das Uferumfeld ist in dem hier betrachteten Raum in einem beidseitigen 200 m Band parallel des Stroms stark anthropogen geprägt (Abb. 10).

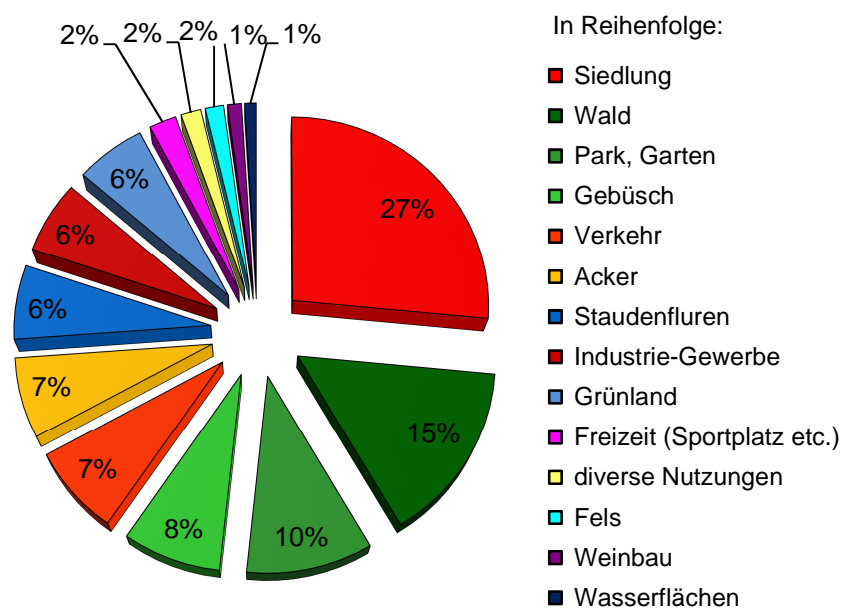


Abbildung 10: Nutzungsformen des Uferumfeldes von 200 m im Untersuchungsraum

Verglichen mit dem Uferumfeld z. B. des Niederrheins, aber auch der großen Ströme der Elbe und Oder, sind die landwirtschaftlichen Flächen nur in geringem Maße ausgebildet. Hingegen sind in hohem Maße Siedlung und Verkehrsflächen vorzufinden, so dass die starke anthropogene Überprägung des Unteren Mittelrheintals sich auch in diesen Werten deutlich abbildet.

#### 4.1.1.6 Uferverbau

Den Untersuchungsergebnissen lässt sich entnehmen, dass die Ufer im Untersuchungsraum zu 82,5 % verbaut sind (Tab. 13). Dies lässt allerdings nur bedingt den Rückschluss zu, dass verbleibende 17,5 % innerhalb des Untersuchungsraumes völlig unbefestigt sind. Auch verbleibende Uferbereiche sind häufig durch angrenzende befestigte Wege, Straßen oder Bahnstrecken außerhalb des hier betrachteten Untersuchungsbereiches in ihrer Breitenausdehnung eingeschränkt.

Tabelle 13: Umfang des Uferverbaus im Untersuchungsraum

Art des Verbaus bzw. unverbauter Ufer	Untersuchungspunkte	Anteile
<b>Wasserbausteine / Bauschutt</b>	2.033	65,3 %
<b>Pflaster</b>	290	9,3 %
<b>Beton / Mauer</b>	122	3,9 %
<b>Spundwand</b>	69	2,2 %
<b>Schlacken*</b>	56	1,8 %
<b>Mündungen</b>	3	0,1 %
<b>verbaut</b>	2.570	82,5 %
<b>ohne Verbau</b>	544	17,5 %

\* im Bereich Neuwied wurden Stahlwerksschlacken (LD-Schlacken) als Uferbefestigung und zum Bau von Bühnen verwendet

Werden ausschließlich die ersten 10 m der Ufer vom Mittelwasserspiegel des Rheins aus betrachtet, so sind selbst hier 71,6 % aller Untersuchungspunkte durch obige Maßnahmen des Wasserbaus betroffen. Hierbei sind natürlich insbesondere die Bereiche mit Ansiedlung von Industrie und Wohnbebauung, aber auch zumeist sämtliche Prallufer befestigt. Unbefestigte Bereiche sind fast nur in den stromabgewandten Uferseiten im Bereich der Rheininseln, in den Bühnenfeldern und wenigen kurzen Bereichen mit meist geradlinigem Flussverlauf vorzufinden. Exemplarisch ist diesbezüglich ein Uferabschnitt zwischen km 639 und 644 in Abb. 11 dargestellt.

Unverbaute Strecken sind, wie z. B. das Gleitufer bei Bonn-Gronau (km 649,0-651,0-l), das Ufer nördlich Rheinbrohl (km 621,5-622,5-r), die Ufer nördlich Leutesdorf (km 615,5-616,5-r) und das Gleitufer südlich Andernach (km 609,0-611,0-l), überwiegend stark mit Gehölzen bewachsen und beschattet. Der Bereich südlich des Sinziger Bootshauses bis Bad Breisig (km 625-628-l) stellt hierbei eine auffällige Ausnahme dar, da es der einzige längere Bereich mit unverbauten Ufern des Unteren Mittelrheins ist, welcher seitens der Wasser- und Schifffahrtsämter vom Mittelwasserspiegel bis zum Leinpfad frei von Gehölzen gehalten wird, was hinsichtlich der Entwicklung von Staudenfluren in Kap. 4.3.8.3 diskutiert wird.

Der schlechte Zustand der Gewässerstrukturgüte des Unteren Mittelrheins ist hinreichend bekannt. Im Gewässerstrukturgütebericht der IKSR (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS 2003) wird dem Rheinabschnitt des Mittelrheins zu 60 % ein schlechter Zustand (Gewässerstrukturgüteklasse 5) und zu 40 % ein unbefriedigender Zustand (Gewässerstrukturgüteklasse 4) zugesprochen.

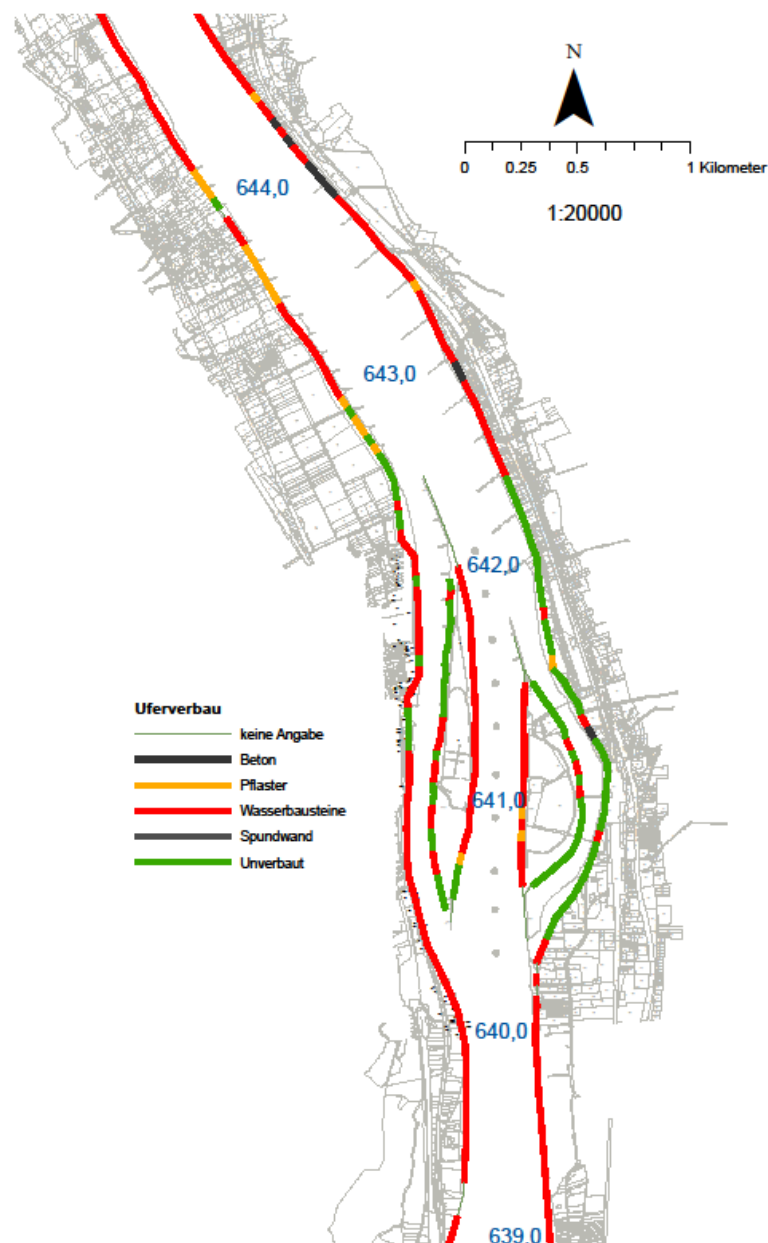


Abbildung 11: Uferverbau im Bereich km 639-644 (blau: Rheinkilometrierung)

#### 4.1.1.7 Uferseiten

Hinsichtlich der Auswertung der vegetationskundlichen Daten bezogen auf die Hemerobie ist die Bedeutung einzelner Standortparameter vorab zu differenzieren. Diesbezüglich zeigen sich hinsichtlich der Vegetation deutliche Unterschiede zwischen der wärmeren und west-südwest exponierten, rechten Rheinseite und der nord-nordost exponierten, linken Rheinseite auf, worauf bereits HACHTEL et al. (1999) hinwiesen. Um die Bedeutung u. a. der mikroklimatischen Auswirkungen infolge der Exposition bei der Betrachtung der Hemerobie richtig zu verstehen, sind vorab potenzielle weitere standörtliche Unterschiede bezüglich der Rheinseiten zu prüfen. Es sind aufgrund der Geomorphologie und der anthropogenen Nutzung teilweise deutliche Unterschiede erkennbar und bei der Interpretation bezüglich hemerober Einflüsse zu berücksichtigen.



Die absolute Fläche (bezogen auf 1 m breite Transekte) der jeweiligen **Substrate** des Untersuchungsraumes ist in Tab. 14 hinsichtlich der Uferseiten differenziert.

Tabelle 14: Flächenmäßige Verteilung der Substrate im Vergleich der Rheinuferseiten und Rheininseln

	linksrheinisch (m <sup>2</sup> )	Anteil	rechtsrheinisch (m <sup>2</sup> )	Anteil	Inseln (m <sup>2</sup> )	Anteil
<b>Wasserbausteine</b>	2.808	10,3 %	4.467	15,5 %	804	4,4 %
<b>Pflaster</b>	3.150	11,6 %	2.277	7,9 %	344	1,9 %
<b>Mauern</b>	990	3,6 %	1.452	5,0 %	17	0,1 %
<b>Kies</b>	3.257	12,0 %	3.332	11,5 %	936	5,1 %
<b>Sand</b>	5.276	19,4 %	4.468	15,5 %	8.342	45,2 %
<b>Bindiger Boden</b>	10.717	39,3 %	10.948	37,9 %	7.613	41,3 %
<b>Stein</b>	742	2,7 %	1.425	4,9 %	357	1,9 %
<b>Fels/Schlacke</b>	-	0,0 %	500	1,7 %	-	0,0 %
<b>Wasserflächen</b>	314	1,2 %	-	0,0 %	35	0,2 %

Hinsichtlich der Pflasterdecken als Substrat sind hierbei auffällig größere Flächen am linken Rheinufer vorzufinden, wenn diese auch häufig mit vorgelagerten Wasserbausteinen verbaut sind. Rechtsrheinisch sind wiederum größere Flächen mit Wasserbausteinen festzustellen. Die relative Natürlichkeit der Ufer der Rheininseln hinsichtlich der Substrate ist der Tabelle ebenfalls zu entnehmen.

Hinsichtlich der **Uferformen** unterscheiden sich die Rheinseiten nur geringfügig, während die Rheininseln insbesondere durch Hochufer charakterisiert werden und sich nicht hinsichtlich der häufig weniger hemeroben Flachufer von den meist anthropogen überprägten Ufern außerhalb der Rheininseln differenzieren (Tab. 15).

Tabelle 15: Verteilung der Uferformen im Untersuchungsraum auf die Rheinuferseiten und Rheininseln

Uferform	Untersuchungs- punkte - linksrheinisch	Anteil	Untersuchungs- punkte - rechtsrheinisch	Anteil	Untersuchungs- punkte Inseln	Anteil
<b>Flachufer</b>	292	21,3 %	273	20,4 %	82	20,4 %
<b>Stufenufer</b>	254	18,5 %	245	18,3 %	36	9,0 %
<b>Hochufer</b>	484	35,3 %	436	32,5 %	224	55,9 %
<b>Steilufer</b>	328	23,9 %	364	27,1 %	59	14,7 %
<b>keine Zuordnung</b>	14	1,0 %	23	1,7 %	-	0,0 %

Hinsichtlich des Gehölzbewuchses und der hiermit verbundenen **Beschattung** zeigen sich hingegen deutliche Unterschiede zwischen den Rheinseiten. Die Untersuchungsflächen der rechten Rheinseite sind im Untersuchungsraum zu 26,1 % beschattet, während dieser Summenparameter linksrheinisch lediglich 11,8 % beträgt. Hier ist in der heutigen Vegetation die historische Nutzung des linksrheinischen Ufers durch den Treidelbetrieb immer noch erkennbar, wobei auf dem linksrheinischen, wassernahen Leinpfad vor der Einführung der Dampfschiffahrt mit Pferden die Schiffe flussaufwärts gezogen wurden. Der Leinpfad lag insofern inmitten der Weichholzaue und folglich musste das Ufer zum Fluss hin von Gehölzen frei gehalten werden. Insofern zeigt diese Situation deutlich auf, dass neben der Biotik und Abiotik auch immer die Historie des Standorts bei der Interpretation von Zusammenhängen auch hinsichtlich der Hemerobie zu berücksichtigen ist.

Die naturnähere Ausbildung der Rheininseln drückt sich in einer deutlich höheren durchschnittlichen Beschattung von 62,7 % deutlich aus.

Die durchschnittliche **Uferbreite** beider Rheinseiten im Untersuchungsraum ist mit 21,9 m rechtsrheinisch geringfügig breiter als linksrheinisch mit 20,1 m.

Auch hinsichtlich des **Uferverbau**s sind Unterschiede zwischen den Uferseiten erkennbar. Tab. 16 stellt die Differenzierung der Tab. 13 (Seite 32) hinsichtlich der Uferseiten dar, welche den stärkeren Verbau mit Pflasterböschungen auf der linken Uferseite herausstellt. Schlackenufer sind ausschließlich rechtsrheinisch aufgrund der ehemaligen Industrie im Bereich Neuwied-Bendorf vorzufinden. Hinsichtlich der unverbauten Uferabschnitte sind die Uferseiten überschlägig gleich einzustufen, während die Rheininseln deutlich mehr unverbaute Abschnitte enthalten.

Tabelle 16: Uferverbau im Untersuchungsraum bezogen auf die Rheinseiten und -inseln

Verbau	Untersuchungspunkte - linksrheinisch	Anteil	Untersuchungspunkte - rechtsrheinisch	Anteil	Untersuchungspunkte Inseln	Anteil
<b>Wasserbausteine/Bauschutt</b>	937	68,3 %	883	65,8 %	213	53,1 %
<b>Pflaster</b>	157	11,4 %	114	8,5 %	19	4,7 %
<b>Beton/Mauer</b>	44	3,2 %	76	5,7 %	2	0,5 %
<b>Spundwand</b>	39	2,8 %	30	2,2 %	-	-
<b>Schlacken</b>	-	-	58	4,2 %	-	-
<b>Mündungen</b>	2	0,1 %	1	0,1 %	-	-
<b>verbaut</b>	1.177	85,8 %	1.159	86,4 %	234	58,4 %
<b>ohne Verbau</b>	195	14,2 %	182	13,6 %	167	41,6 %

Letztendlich sei zum Abschluss dieser Analyse das Uferumfeld betrachtet. Hinsichtlich des **Uferumfeldes** wird der bereits umgesetzte Index zwecks besserer Übersichtlichkeit verwandt (Kap. 3.1.1.5), wobei sich folgendes Bild ergibt: Mit einem Index von 0,71 sind die linksrheinischen Ufer hinsichtlich der Uferumfeldes nur unwesentlich hemerob einzustufen als die rechtsrheinischen Ufer mit einem Index von 0,67; das Uferumfeld der Rheininseln ist hingegen erwartungsgemäß mit 0,40 deutlich naturnäher ausgebildet.

Zusammenfassend sind hinsichtlich der Ufersubstrate, der Beschattung und des Uferverbau deutliche Unterschiede zwischen den Rheinseiten ersichtlich, welche bei der Interpretation der Hemerobie zu berücksichtigen sind.

#### 4.1.2 Clusteranalyse

Zur Bildung von Hemerobie-Clustern werden in Kap. 3.1.1 dargestellte Parameter mittels einer Clusteranalyse aggregiert. Eine Clusteranalyse arbeitet diesbezüglich hierarchisch-agglomerativ mit dem Ziel, die Untersuchungsdaten klassifiziert und übersichtlich in einem Dendrogramm darzustellen. Die Clusteranalyse besteht im Wesentlichen aus folgenden Schritten:

- Transformation der Daten aus der Rohdatentabelle
- Erstellen einer (Un-)Ähnlichkeitsmatrix
- Durchführung der Klassifikation und Erstellung eines Dendrogramms
- Interpretation der Ergebnisse (u. a. „Durchtrennen“ des Dendrogramms)

Die Clusteranalyse wurde mit dem Programm „PC-ORD for Windows“ (Ver. 5.33) umgesetzt. Als Ähnlichkeitsmaß wurde die Euklidische Distanz verwandt, welche für abiotische Daten

als günstig bewertet wird (LEYER & WESCHE 2007:160). Als Clusteralgorithmus wurde die Ward-Methode angesetzt.

Das Dendrogramm der Clusteranalyse zeigt mit 13 % chaining (Kettenbildung) eine günstige Struktur auf. Die Clusterschritte wurden mittels Boxplot-Analysen hinsichtlich der entscheidenden Parameter analysiert, wie z. B. in Abb. 12 exemplarisch für den ersten Clusterschritt dargestellt. Hierbei sind 50 % der Daten in der Box gelegen, wobei die Boxlänge das Maß der Streuung (Interquartilabstand) wiedergibt. Die Mediane sind hierbei als Linien angegeben und die Whisker als Begrenzung von 95 % aller Punkte, wobei einzelne Punkte (rot) Ausreißer anzeigen.

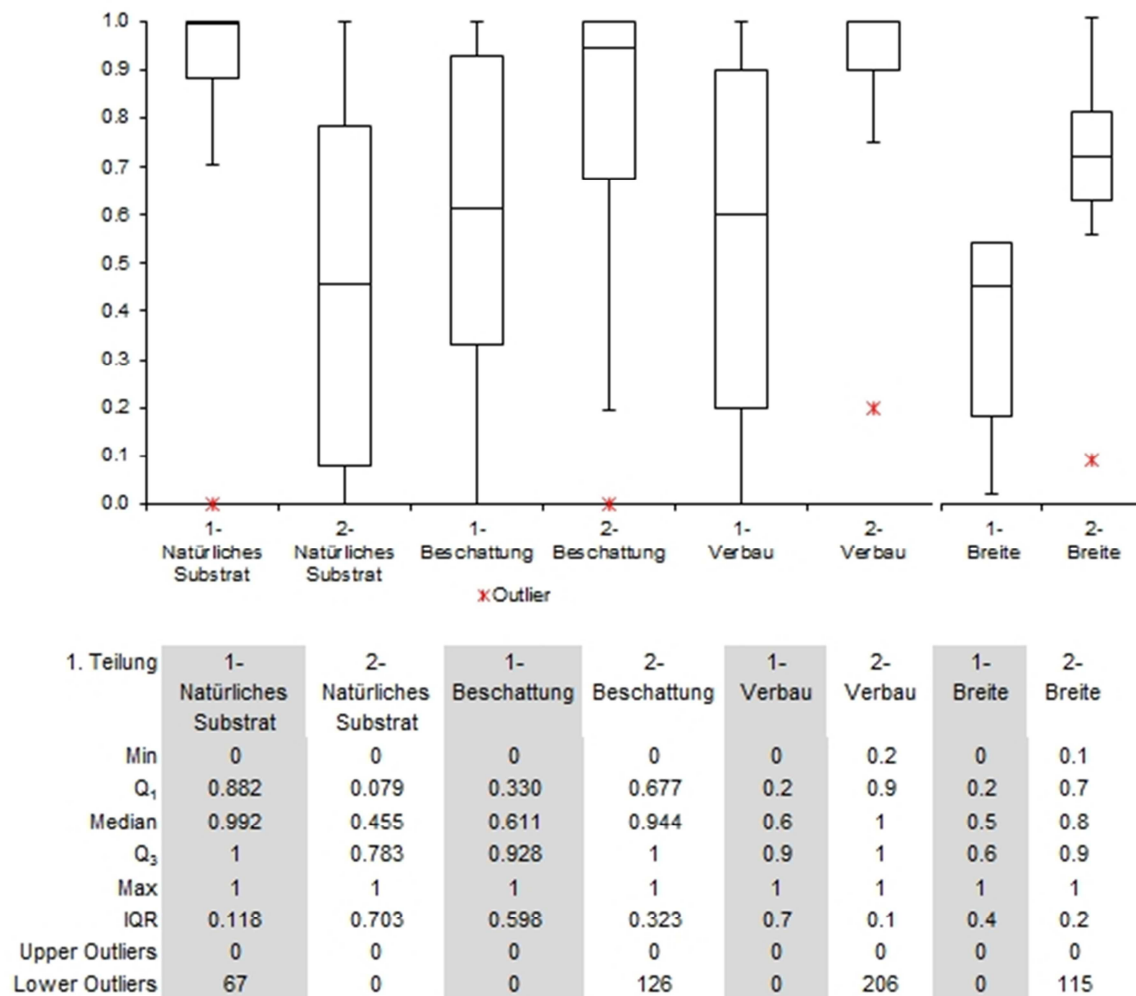


Abbildung 12: Boxplot-Analyse des 1. Klassifizierungsschrittes bei Bildung der Hemerobie-Cluster am Beispiel von Substrat, Beschattung, (Ufer-)Verbau und (Ufer-)Breite

Tab. 17 gibt das Ergebnis der Clusteranalyse wieder. Hierbei geben die Felder 2-10 jeweils die Teilungsschritte der Clusteranalyse wieder und insofern die inhaltliche Nähe der Gruppe. Feld "10" stellt hierbei die finale Clusterung dar, wobei die Cluster in der Reihenfolge zunehmender Hemerobie der Clusteranalyse nomenklatorisch von HC1 (Hemerobie-Cluster 1 = wenig hemerob) bis HC10 (Hemerobie-Cluster 10 = stark hemerob) benannt werden. Im Feld „Anzahl“ ist die jeweilige Anzahl an Zuordnungen von Untersuchungspunkten zu den jeweiligen Clustern angegeben bzw. im darauf folgenden Feld deren prozentualen Anteil.

Die Rheinkilometrierung orientiert sich an der Stromlinie und wird senkrecht zum Ufer projiziert, so dass in Kurvenbereichen Cluster der Uferformen unterschiedlich zu gewichtet sind. Die Abweichung der realen Länge des Kartierabschnittes von den theoretischen 50 m wird für jeden Clustertyp durch einen Korrekturwert wiedergegeben. Da die Stromlinie im Untersuchungsraum in der Summe nicht immer mittig liegt, ist die mittlere Länge eines Kartierabschnittes 50,21 m, so dass in der letzten Spalte der korrigierte prozentuale Anteil des Rheinuferes an den jeweiligen Clustern angegeben ist.

Tabelle 17: Ergebnis der Clusteranalyse hinsichtlich der überwiegend auf abiotischen Parametern aufbauenden Hemerobie-Cluster

Clusterschritte													
2	3	4	5	6	7	8	9	10	Beschreibung der Hemerobie-Cluster	An- zahl	Anteil	Ab- stän- de (m)	% korri- giert
1	1	1	1	1	1	1	1	1 = HC1	wenig hemerobe Ufer, mit 148 Flach-, 58 Hoch-, 15 Steil- u. 6 Stufenufer; ± schattige, breite Ufer mit geringer Verbauung	227	7,4 %	49,27	7,2 %
1	1	1	17	17	17	17	147	147 = HC2	wenig verbaute Flachufer; Übergang Cluster HC1 zu HC3	283	9,2 %	49,39	9,1 %
1	1	1	17	17	17	17	17	17 = HC3	216 Flach-, 4 Stufen- u. 6 Steilufer; mäßig natürlich, sonniger u. verbauter als Cluster HC2	226	7,3 %	49,42	7,2 %
2	2	2	2	2	2	2	2	2 = HC4	naturnähere u. breitere 293 Hoch- u. 60 Steilufer	353	11,5 %	50,45	11,5 %
2	2	105	105	105	105	105	105	105 = HC5	hinsichtlich Hemerobie intermediäre Stufenufer	381	12,4 %	49,22	12,1 %
2	2	2	2	39	39	39	39	39 = HC6	hinsichtlich Hemerobie intermediäre Hochufer	437	14,2 %	50,65	14,3 %
2	2	2	2	39	39	127	127	127 = HC7	hinsichtlich Hemerobie intermediäre Steilufer	250	8,1 %	50,19	8,1 %
2	2	105	105	105	105	105	105	116 = HC8	hemerobe Stufenufer	144	4,7 %	50,49	4,7 %
2	34	34	34	34	34	34	34	34 = HC9	stark hemerobe, schmale u. verbaute Hochufer	356	11,6 %	50,54	11,7 %
2	34	34	34	34	124	124	124	124 = HC10	stark hemerobe, schmale u. verbaute Steilufer	420	13,7 %	51,53	14,0 %

37 Untersuchungspunkte im Bereich von Mündungen, Rampen etc. wurden keinem Cluster zugeordnet. Die Struktur der Clusterung (Tab. 17) zeigt auf, dass je hemerober die Ufer sind, desto mehr die Uferform als differenzierender Parameter in der Klassifikation dominiert. Hemerobere Ufer weisen eine hohe Ähnlichkeit hinsichtlich der Parameter Besonnung, Breite, Verbau und Substrat auf, so dass die Uferform hier deutlicher zum Ausdruck kommt. Das Ergebnis der Clusteranalyse könnte durch Herausarbeitung weiterer Untertypen umfassender differenziert werden, wie z. B. Flachufer des Clusters HC1 hinsichtlich des Substrates (z. B. sandig oder kiesig) bzw. der Exposition. Aufgrund der daraus resultierenden unüber-

sichtlichen Vielzahl von Clustern in Blick auf die Fragestellung wurde auf diese Vorgehensweise allerdings verzichtet.

Der Begriff Hemerobie (siehe Kap. 3.1) geht auf JALAS (1955) zurück und bezieht sich hierbei auf Pflanzenarten. Der **Hemerobiegrad** als Ausmaß menschlicher Einwirkungen wurde zunehmend präzisiert und von GRABHERR et al. (1993) auch auf Fließgewässer angewandt. Bei Ufertypen der niederen Hemerobiestufen überwiegt die Steuerung durch natürliche, bei Ufertypen der höheren Hemerobiestufen die Steuerung durch anthropogene Prozesse. Folglich wird das Handeln des Menschen als Standortfaktor berücksichtigt und nach der Intensität anhand einer Skala der Hemerobiegrade klassifiziert.

In Anlehnung an die ordinale Hemerobie-Skala von KLOTZ & BRIEMLE (2002) können den Clustern der Ufer folgende Hemerobiegrade zugeordnet werden, wobei im Unterschied zu GRABHERR et al. (1993) für vorliegenden Untersuchungsraum die euhemerobe und mesohemerobe Klasse weiter aufgespalten wird, so dass eine achtstufige Skala angewandt wird:

<b>ahemerobe Ufer</b>	Ufer ohne aktuelle Einflüsse - nicht vorhanden
<b>oligohemerobe Ufer</b>	Ufer kaum verändert; naturnah; durch indirekte Einflüsse gering beeinträchtigt - Cluster HC1 (z. T.)
<b>β-mesohemerobe Ufer</b>	Ufer gering verändert; mäßig naturnahe Ufer - Cluster HC1 (z. T.), HC2
<b>α-mesohemerobe Ufer</b>	Ufer wenig verändert; mäßig naturnahe Ufer - Cluster HC3, HC4
<b>β-euhemerobe Ufer</b>	Ufer mäßig stark verändert; hemerobe Stufenufer (inkl. kurzem, flachen Uferbereich) - Cluster HC5
<b>α-euhemerobe Ufer</b>	Ufer stark verändert - Cluster HC6, HC7, HC8
<b>polyhemerobe Ufer</b>	Ufer sehr stark verändert; hemerobe Hoch- und Steilufer - Cluster HC9, z. T. HC10
<b>metahemerobe Ufer</b>	Ufer vollständig zerstört und ohne Vegetation, z. B. steile Hafenumauern, Spundwände - z. T. Cluster HC10

Wesentliche Parameter der einzelnen Hemerobie-Cluster gibt Tabelle 18 wieder.

Tabelle 18: Mittelwerte der Klassifizierungs-Parameter der Hemerobie-Cluster

Cluster	Beschattung	Natürlichkeit des Substrates	Uferbreite	Uferverbau (Anteile)	Uferumfeld *	Uferform
<b>HC1</b>	60,5 %	98,9 %	79,7 m	14,4 %	4,0	meist Flachufer
<b>HC2</b>	31,3 %	95,9 %	30,3 m	56,4 %	6,1	Flachufer
<b>HC3</b>	30,0 %	74,8 %	40,4 m	93,2 %	5,6	meist Flachufer
<b>HC4</b>	59,6 %	91,5 %	36,0 m	85,8 %	4,9	Hoch- u. Steilufer
<b>HC5</b>	22,9 %	75,3 %	19,0 m	79,5 %	6,8	Stufenufer
<b>HC6</b>	16,3 %	50,7 %	15,9 m	94,4 %	6,8	Hochufer
<b>HC7</b>	18,4 %	56,4 %	15,7 m	90,7 %	6,7	Steilufer
<b>HC8</b>	10,7 %	35,4 %	13,0 m	95,1 %	7,2	Stufenufer
<b>HC9</b>	5,0 %	3,3 %	8,3 m	99,6 %	7,7	Hochufer
<b>HC10</b>	4,0 %	5,6 %	7,6 m	99,3 %	8,2	Steilufer

\* siehe Tab. 7 (Seite 23) - Skala von 10 (stark hemerob) bis 1 (wenig hemerob)

Die Hemerobieparameter nehmen gleichmäßig von HC1 bis HC10 zu, wobei der Cluster HC4 bezüglich der Beschattung und des Substrates abweicht, da die Abtrennung der Cluster durch die Clusteranalyse sich vor allem an der Uferbreite orientierte. Cluster HC4 wird, wie im Folgenden zu zeigen ist, vor allem durch steilere und naturnahe Ufer im Bereich der Rheininseln geprägt.

Eine **Hauptkomponentenanalyse** („principal component analysis (PCA)“) wurde aufgrund der hier vorliegenden linearen Datenstruktur durchgeführt. Die Hauptkomponentenanalyse ist als Ordinationsmethode zu verstehen, in der eine Menge von Objekten durch eine reduzierte Anzahl von neuen Variablen beschrieben wird.

Hierbei weist die durchgeführte Hauptkomponentenanalyse eine erklärende Varianz der 1. Achse von 42,7 % auf, welche überwiegend wesentliche Parameter der Hemerobie, wie Uferverbau, Uferbreite, Beschattung und künstliche Substrate. Ebenso wird hier auch in hohem Maße die Uferform „Flachufer“ abgebildet, welche mit obigen Hemerobie-Parametern in hohem Maße korreliert. Die 2. und 3. Achsen differenzieren zunehmend die Uferformen.

Hinsichtlich der Interpretation der relevanten Faktoren der Hemerobie-Klassifikation ist auch bezüglich der Clusterverteilung die Bedeutung der jeweiligen **Rheinuferseite**, wie bereits für die einzelnen Faktoren unter Kap. 4.1.1.7 durchgeführt, aufzuzeigen (Tab. 19).

Tabelle 19: Verteilung der Hemerobie-Cluster auf die Rheinuferseiten und Rheininseln

Cluster	Beschreibung der Hemerobie-Cluster	Anzahl links-rheinisch	Anteil	Anzahl rechts-rheinisch	Anteil	Inseln	Anteil
HC1	weniger hemerobe Ufer; 148 Flach-, 58 Hoch-, 15 Steil- u. 6 Stufenufer; relativ schattige, breite Ufer geringer Verbauung	80	6 %	50	4 %	97	24 %
HC2	wenig verbaute Flachufer; Übergang von Cluster HC1 zu HC3	141	10 %	128	10 %	14	3 %
HC3	216 Flach-, 4 Stufen- u. 6 Steilufer; mäßig natürlich; sonniger u. verbauter als HC2	72	5 %	130	10 %	24	6 %
HC4	naturnähere u. breitere 293 Hoch- u. 60 Steilufer; naturnähere Substrate als HC6	19	1 %	141	11 %	193	48 %
HC5	hinsichtlich Hemerobie intermediäre Stufenufer	180	13 %	172	13 %	29	7 %
HC6	hinsichtlich Hemerobie intermediäre Hochufer	222	16 %	187	14 %	28	7 %
HC7	hinsichtlich Hemerobie intermediäre Steilufer	81	6 %	161	12 %	8	2 %
HC8	hemerobe Stufenufer	74	5 %	69	5 %	1	0,2 %
HC9	stark hemerobe, sonnige, schmale u. verbaute Hochufer	242	18 %	107	8 %	7	2 %
HC10	stark hemerobe, sonnige, schmale u. verbaute Steilufer	229	17 %	173	13 %	18	4 %
	nicht zugeordnet	14	1 %	23	2 %	-	0 %

Die hemeroben Ufer der Cluster HC9 und HC10 sind deutlich stärker linksrheinisch ausgeprägt. In der Dominanz des Clusters HC9 auf der linken Rheinseite demonstriert sich auch die historische Leinpfadnutzung, während die weniger deutliche Dominanz von Cluster HC10 die stärkere Besiedlung durch größere Städte und die damit verbundenen Promenadenufer der linksrheinischen Uferseite abbildet. Das häufigere Vorkommen der Cluster HC4 im rechtsrheinischen Bereich ist mit den meist naturnäheren Bereichen im abstromigen Bereich der Rheininseln zu verstehen, welche zumeist im Bereich der rechtsrheinischen Ufer gelegen sind. Dieser Ufertyp ist ebenfalls bei den Rheininseln mit 48 % dominant, welche mit 24 % aber auch den höchsten Anteil des am wenigsten hemeroben Clusters HC1 abbilden.

## 4.2 Floristische Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse auf idiotaxonomischer Ebene dargestellt, auch mit dem Ziel die habitatspezifische Artenzusammensetzung aufzuzeigen. Der Bezug der Einzelarten zur Hemerobie wird nach der syntaxonomischen Klassifizierung unter Kap. 4.5.2 diskutiert.

### 4.2.1 Diversität

Im Zuge der hier vorgestellten Arbeit wurde eine Gesamtartenliste des Untersuchungsraumes mit einer Einschätzung der Frequenzen einzelner Arten aufgestellt (Anlage 1). Nur Hybride, deren Elternarten im Raum nicht vorgefunden wurden, werden in folgender Betrachtung als Art gewertet.

Insgesamt konnten im Untersuchungsraum **743 Arten** und 17 Hybride in einem Gesamttraum von ca. 3,3 km<sup>2</sup> nachgewiesen werden. Der Untersuchungsraum kann folglich als äußerst artenreicher Landschaftsausschnitt bezeichnet werden. So konnte bei der Kartierung des Rheinlandes (SCHUMACHER 1995) auch auf Niveau von 1/16 Messtischblättern (ca. 8 km<sup>2</sup>) eine maximale Gesamtartenzahl von 707 Arten erfasst werden. Insofern gehören selbst stark anthropogen überformte Flussufer zu den artenreichsten Bereichen der Kulturlandschaft. Charakteristisch hierfür ist nicht nur die hydrochore Ausbreitung von Arten, sondern insbesondere die Überlagerung des Längsgradienten mit den hierzu senkrecht ausgebildeten, lateralen Feuchtigkeitsgradienten der Ufer. Verbunden mit wechselnden Wasserständen („zeitlicher Gradient“) und einer damit einhergehenden Schaffung von Pionierstandorten durch eine hohe Dynamik ergibt sich eine Vielzahl von Habitaten.

Die Zahlen belegen die Bedeutung der Ufervegetation für die überregionale Biodiversität (BRANDES 2007, BURKART 2001:460). REICHHOLF-RIEHM (1993:317) stellt diesbezüglich das Paradoxon fest, dass Ufervegetation trotz eines hohen Nährstoffeintrages überaus artenreich ist. Die große Dynamik der Standorte bei gleichzeitiger Habitatvielfalt und einer hohen Störungsintensität überprägt diesen scheinbaren Widerspruch.

SIEDENTOPF & BRANDES (2010) stellten auf einer Strecke von 125 km der Oker 546 Arten fest, wobei die Autoren aus Erfahrungen an Elbe und Weser darauf schließen, dass die  $\alpha$ -Biodiversität an größeren Flüssen eher geringer sei. Allerdings fand KUNICK (1983) im Kölner Stadtgebiet am Rheinufer auf einer Strecke von 68 km (Uferlänge, d. h. 28 km rechtsrheinisch und 40 km linksrheinisch) 534 Arten und zeigt mit den hier vorgestellten Ergebnissen die große Artenvielfalt auch an großen Flüssen auf.

Insgesamt wurde in 750 Aufnahmen an 533 Untersuchungspunkten eine Fläche von 33.355 m<sup>2</sup> untersucht. Aufgrund der geringen Frequenzen von vielen Arten und der systematischen Auswahl der Untersuchungsflächen wurden in den Aufnahmen 498 Arten erfasst. Folglich konnten 67 % des Artenspektrums innerhalb der Vegetationsaufnahmen erfasst werden, welche insgesamt allerdings nur 1 % der Gesamtfläche des Untersuchungsraumes ausmachen. Das Vorkommen von vielen Einzelfunden in der anthropogen überprägten Ufervegetation scheint hierbei charakteristisch zu sein.

HACHTEL et al. (1999) fanden im Bonner Bereich des Rheinufer (auf einem ¼ des hier untersuchten Raumes) ca. 414 Arten, stuften dies allerdings als Mindestangabe ein, während LAUDAN & RÜTTEN (2009) in demselben Untersuchungsraum 10 Jahre später 452 Arten nachwiesen.

5 % der von HACHTEL et al. (1999:67) vorgefundenen Arten werden mit einer Stetigkeit von 80 % in den Aufnahmeabschnitten als das Grundinventar der Rheinufer angesehen; aufgrund des deutlich größeren Untersuchungsraumes werden diese Werte in vorliegender Untersuchung nicht erreicht. Die Häufigkeit der Arten wird in Anlage 1 dargestellt, wobei die

häufigsten Arten der Ufer des Unteren Mittelrheins mit ihren Frequenzen unabhängig von der Stratifikation in Tab. 20 zusammengefasst sind.

Tabelle 20: Frequenzen der häufigsten Arten im Rahmen der Vegetationsaufnahmen

Rang	Art	Frequenz (absolut)	Frequenz (prozentual)
1	<i>Rubus caesius</i>	486	65 %
2	<i>Artemisia vulgaris</i>	409	55 %
3	<i>Solidago gigantea</i>	340	45 %
4	<i>Urtica dioica</i>	305	41 %
5	<i>Galium album</i>	301	40 %
6	<i>Festuca arundinacea</i>	297	40 %
7	<i>Tanacetum vulgare</i>	289	39 %
8	<i>Phalaris arundinacea</i>	261	35 %
9	<i>Vicia cracca</i>	255	34 %
10	<i>Achillea millefolium</i>	238	32 %
11	<i>Senecio inaequidens</i>	224	30 %
12	<i>Populus x canadensis</i>	206	28 %
13	<i>Impatiens glandulifera</i>	181	24 %
14	<i>Hypericum perforatum</i>	172	23 %
15	<i>Achillea ptarmica</i>	167	22 %
16	<i>Cuscuta europaea</i>	166	22 %
17	<i>Elymus repens</i>	151	20 %
18	<i>Convolvulus arvensis</i>	141	19 %
19	<i>Fraxinus excelsior</i>	140	19 %
20	<i>Plantago lanceolata</i>	139	19 %

Nur von wenigen Flusssystemen liegen über größere Distanzen vergleichbare vegetationskundliche Daten bezüglich der Ufer vor. LUDEWIG (1999:16) führt bei Untersuchungen an der Saale die Frequenzen der häufigsten 17 Arten auf, wobei hiervon nur 8 Arten in Tab. 20 aufgeführt sind, was auch betreffs der Abundanz auf eine individuelle Artausstattung der jeweiligen Flusssysteme schließen lässt.

Die hohe Artenzahl der Gesamtartenliste darf die Bedeutung der Rheinufer hinsichtlich der  $\alpha$ -Biodiversität allerdings nicht verzerren. Zum einen fehlen aufgrund der massiven Uferverbauung charakteristische und wertgebende Arten bzw. sind viele Arten äußerst selten vorzufinden. Zum anderen beinhaltet die  $\alpha$ -Biodiversität eine Vielzahl von Neophyten und hierbei insbesondere Ephemerophyten, aber auch heimische Arten, die durch Hochwasser etc. untypische Standorte besiedeln, ohne sich hier wirklich etablieren zu können (z. B. *Quercus petraea*, *Dactylis polygama*). Alleine 215 (29 %) Arten der Gesamtartenliste wurden im Untersuchungsraum nur mit 1-2 Funden nachgewiesen. Auch ist zu berücksichtigen, dass aufgrund der Canyon-Situation des Untersuchungsbereiches zwischen Andernach und dem Siebengebirge (km 615-650) eine Vielzahl von Arten der mittelrheinischen Xerothermvegetation an die Rheinufer herabdriften, was hinsichtlich der Interpretation der Gesamtartenzahl der natürlichen Artendiversität von Flussumfern zu beachten ist. Beispielsweise sei an dieser Stelle das Vorkommen von *Rumex scutatus* und *Galeopsis angustifolia* aus dem Rumicetum scutati, das Vorkommen von *Seseli libanotis*, *Melica ciliata*, *Artemisia campestris* und *Gallatella linosyris* aus Beständen der Sedo-Scleranthetea angeführt.

Die Bedeutung des hydrochoren Diasporentransportes für die  $\alpha$ -Biodiversität sei an drei regionalen Beispielen dargelegt. Die Funde von ***Sisymbrium strictissimum*** im südlichen Be-



reich der Insel Niederwerth betonen auch an einem so anthropogen überformten Gewässer die Bedeutung der Fließgewässerdynamik für den Diasporenttransport auch seltenerer Arten. Als weiterer Beleg ist der Fund von *Scrophularia auriculata* bei Neuwied anzuführen, welches bei km 606,1-r in mehreren Exemplaren deutlich außerhalb des Arealschwerpunktes nachgewiesen wurde. KASPEREK (1996) sieht den Verbreitungsschwerpunkt von *Scrophularia auriculata* an der Rur als Ostgrenze und bestätigt nur wenige Fundpunkte östlich des Rheins. Die stark gefährdete Art weist derzeit in Rheinland-Pfalz nur rezente Wuchsorte an der Mosel auf, so dass auch hier ein Diasporenttransport über den Wasserweg die Fundstelle begründen würde. In Zusammenhang mit der Hydrochorie können auch die Aufnahmen des Tanaceto-Artemisietum von LOHMEYER & SUKOPP (1992:94) mit dem Archäophyten *Conium maculatum* an der Ahrmündung gesehen werden. Während die Autoren Aufnahmen aus den 90er Jahren mit höherer Abundanz dieser Apiaceae veröffentlichen, ist bei aktuellen Untersuchungen *Conium maculatum* nicht in dem hier abgegrenzten Untersuchungsraum, sondern erst z. B. im Bereich der Ahrmündung ca. 500 m flussaufwärts der Ahr vorzufinden. Es ist bei den Aufnahmen obiger Autoren ein Diasporenttransport unmittelbar die Ahr hinab an das Rheinufer zu vermuten, welcher aber keine dauerhafte Etablierung dieser Art zur Folge hatte.

Hinweise auf den Untersuchungsraum geben nicht nur die Vorkommen von Arten, sondern ebenso der **Artenfehlbetrag**. Hierbei lassen sich bei Analyse der Verbreitungskarten **Verbreitungslücken** am Unteren Mittelrhein für folgende Arten erkennen, von welchen aktuelle Vorkommen im hier betrachteten Untersuchungsraum dem Verfasser nicht bekannt sind:

- *Amaranthus blitoides* (nach SCHMITZ (2002) am Niederrhein regelmäßig)
- *Equisetum ramosissimum*
- *Salsola kali*
- *Senecio paludosus*
- *Senecio sarracenicus*: Hinsichtlich dieser Art liegen historische Nachweise von der Insel Niederwerth von 1971 (HOFFMANN (2001) und von Bonn-Plittersdorf (PATZKE & STIERWALDT 1960)) vor; ein rezentes Vorkommen an der Siegmündung ca. 100 m außerhalb des Untersuchungsraumes ist bekannt (mdl. Mitteilung R. SIEVERS) und konnte 2013 durch den Verfasser bestätigt werden.

Weitere Arten weisen, im Gegensatz zu wenigen Fundpunkten im Mittelrheintal, mit den Vorkommen am Ober- bzw. Niederrhein deutliche Verbreitungsschwerpunkte auf:

- *Butomus umbellatus*
- *Corrigiola litoralis* (Nachweis bei km 654,4-r bis ca. 1998 (HACHTEL et al. 1999))
- *Cyperus fuscus*
- *Dysphania pumilio* (am Niederrhein häufig (SCHMITZ 2002))
- *Euphorbia palustris* (bereits von WIRTGEN (1842) als selten eingestuft)
- *Potentilla supina*
- *Rumex hydrolapathum*, *Rumex maritimus*, *Rumex palustris*
- *Solanum sarrachoides*
- *Veronica anagallis-aquatica*
- *Veronica catenata*

Das Fehlen bzw. die Seltenheit vieler dieser Arten spiegelt zumeist Defizite in der Habitat-ausstattung wider und ist, verglichen mit dem Nieder- bzw. dem Oberrhein, auf die enge Tal-situation und die unmittelbare anthropogene Veränderung der Flussufer zurückzuführen. So fehlen Arten aufgrund der besonderen Morphologie, welche auch in wenig hemeroben Berei-chen kaum vorkommen würden, wie z. B. das niederrheinische Bromo-Corispermetum lep-topteri mit u. a. *Corispermum leptopterum*. Solche Artenfehlbeträge sind deutlich von denen zu trennen, für welche die hemerobe Überprägung ursächlich zu machen ist. Überwiegend

sind folglich von Natur aus seltene und durch anthropogene Überprägung zunehmend gefährdete Arten regional zu betrachten und zu differenzieren, wobei dieser Punkt hinsichtlich der Herausarbeitung flusstypischer Hotspots unter Kap. 5.2 vertieft wird.

Im Untersuchungsraum ist die Verteilung der Arten hinsichtlich der **beiden Rheinufer** bei einzelnen Arten deutlich differierend und insofern bezüglich der Bedeutung der Hemerobie zu berücksichtigen. Diesbezüglich ist die rechte Rheinseite aufgrund des Flussverlaufes von Südost nach Nordwest klimatisch auffallend begünstigt. Allerdings ist bei der Ungleichverteilung der Arten auch die differierende Biotopausstattung zu berücksichtigen. Hierbei wurde unter Kap. 4.1.1.7 festgestellt, dass die rechte Rheinseite deutlich stärker bewaldet ist und die linke Rheinseite u. a. aufgrund der historischen Treidelwirtschaft mehr Pflasterböschungen aufweist.

Hinsichtlich der Verteilung der Arten in Bezug zur Exposition wurden die Ergebnisse der Vegetationsaufnahmen ausgewertet und mittels der Funddaten der Detailkartierung (Kap. 3.2.3) konkretisiert und ergänzt. Jeweils für beide Datensammlungen werden hierbei die nordost-exponierten (NE), die südwest-exponierten (SW) Funde, deren Summe, Verhältnis und für die entsprechende Art die Temperatur-Zeigerwerte (TZ) nach ELLENBERG et al. (2001) in Tab. 21 und Tab. 22 dargestellt.

Tabelle 21: Arten mit Vorkommensschwerpunkt auf der SW-exponierten, rechten Rheinseite

Art	Nachweise in Vegetationsaufnahmen				Detailkartierung (Nachweise/100 m-Abschnitte)				TZ
	NE	SW	Summe	NE/SW	NE	SW	Summe	NE/SW	
<i>Acinos arvensis</i>	-	6	6	-	1	24	25	<b>0,04</b>	6
<i>Amaranthus emarginatus</i>	-	-	-	-	1	10	11	<b>0,1</b>	-
<i>Aristolochia clematitis</i>	4	10	14	<b>0,4</b>	23	58	81	<b>0,4</b>	7
<i>Artemisia absinthium</i>	-	2	2	-	1	15	16	<b>0,1</b>	6
<i>Berteroa incana</i>	2	12	14	<b>0,2</b>	18	80	98	<b>0,2</b>	6
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	12	56	68	<b>0,2</b>	-	-	-	-	5
<i>Cymbalaria muralis</i>	1	8	9	<b>0,1</b>	-	-	-	-	7
<i>Cynodon dactylon</i>	-	3	3	-	-	11	11	-	7
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	7	24	31	<b>0,3</b>	-	-	-	-	7
<i>Echium vulgare</i>	1	13	14	<b>0,1</b>	7	41	48	<b>0,2</b>	6
<i>Euphorbia seguieriana</i>	-	8	8	-	3	19	22	<b>0,2</b>	7
<i>Hieracium umbellatum</i>	-	1	1	-	1	15	16	<b>0,1</b>	6
<i>Hylotelephium maximum</i>	-	5	5	-	2	17	19	<b>0,1</b>	6
<i>Inula conyzae</i>	-	5	5	-	10	31	41	<b>0,3</b>	6
<i>Lepidium graminifolium</i>	3	22	25	<b>0,1</b>	17	138	155	<b>0,1</b>	8
<i>Melica ciliata</i>	-	10	10	-	1	39	40	<b>0,03</b>	7
<i>Oxalis stricta</i>	3	14	17	<b>0,2</b>	-	-	-	-	6
<i>Parietaria judaica</i>	3	18	21	<b>0,2</b>	-	-	-	-	7
<i>Petrorhagia prolifera</i>	1	5	6	<b>0,2</b>	1	14	15	<b>0,1</b>	7
<i>Salvia pratensis</i>	1	3	4	<b>0,3</b>	1	18	19	<b>0,1</b>	6
<i>Sedum album</i>	13	52	65	<b>0,3</b>	-	-	-	-	-
<i>Seseli libanotis</i>	-	2	2	-	-	8	8	-	-
<i>Setaria viridis</i>	1	9	10	<b>0,1</b>	-	-	-	-	6
<i>Silene baccifera</i>	3	6	9	<b>0,5</b>	4	18	22	<b>0,2</b>	6

Legende: NE: Funde auf der nordost-exponierten, linken Rheinseite  
 SW: Funde auf der südwest-exponierten, rechten Rheinseite  
 TZ: Temperaturzahl nach ELLENBERG et al. (2001)

Das vermehrte Vorkommen von *Brachypodium sylvaticum* und in Tab. 21 nicht aufgeführten Gehölzen ist mit der deutlich stärkeren Bewaldung des rechten Rheinufers zu verstehen.

Die klimatische Bevorzugung des rechten Rheinufers bzw. dessen SW-Exponierung spiegelt sich deutlich in den Daten wider. Bereits HACHTEL et al. (1999) zeigten die Präferenz von **thermophilen Arten** für das rechtrheinische Ufer im Bonner Raum auf und machten hierfür hauptsächlich die Exposition, aber auch die dort vorgefundene Habitatvielfalt verantwortlich. HACHTEL et al. (1999) führten diesbezüglich z. B. *Eryngium campestre*, *Lepidium graminifolium*, *Isatis tinctoria*, *Ornithogalum umbellatum*, *Eragrostis minor*, *Cynodon dactylon*, *Setaria div.* oder *Digitaria sanguinalis* an. WISSKIRCHEN (1995:255) spricht ebenfalls von charakteristischen thermophilen Arten am Rhein und erwähnt weiterhin als Archäophyt aus dem Mittelmeerraum *Aristolochia clematitis*, aber auch *Melilotus altissimus*, *Rorippa austriaca*, *Cuscuta spec.*, *Amaranthus spec.*, *Cyperus fuscus*, *Persicaria mitis* und *Carduus crispus*.

Die thermophile Präferenz zeigt sich auch im gesamten Rheinverlauf von Koblenz bis Bonn, wobei qualitativ gesehen Wärmezeiger mit einer Temperaturzahl > 6 zu 60 % auf der rechtsrheinischen Seite und Wärmezeiger mit einer Temperaturzahl > 7 zu 80 % rechtsrheinisch aufzufinden sind. LAUDAN & RÜTTEN (2009:106) hatten deutlichere Werte bei der Auswertung quantitativer Daten vermutet. Hier nun vorliegende Daten können dies hingegen nicht bestätigen, da die Daten sich aus quantitativer Sicht und qualitativer Sicht hinsichtlich der Wärmezeiger kaum unterscheiden.

Eine Vielzahl von weiteren wärmeliebenden Einzelfunden auf der rechten Rheinseite bzw. der süd- bis südwestexponierten Ufer, wie z. B. *Galatella linosyris*, *Ruta graveolens*, *Asplenium ceterach*, *Veronica teucrium* und *Inula salicina* untermauern diese Ergebnisse.

Aber auch eine Vielzahl thermophiler Neophyten findet sich fast ausschließlich auf der rechten Rheinseite wie z. B. *Ambrosia artemisiifolia*, *Eragrostis minor*, *Centranthus ruber*, *Lepidium neglectum* oder *Lepidium densiflorum*. SCHMITZ (2002:76) unterstreicht dies und spricht von notwendigen hohen Keimungstemperaturen von über > 30° z. B. für *Amaranthus emarginatus*, ebenso wie für *Dysphania pumilio*, welcher an zwei Fundorten am Unteren Mittelrhein ebenfalls nur rechtsrheinisch nachgewiesen wurde. Solche hohen Temperaturen werden bei direkter Sonneneinstrahlung auf unbeschatteten Sand- und Kiesbänken im Hochsommer leicht erreicht (SCHMITZ 2002:76).

Allerdings sind hinsichtlich der Artenverteilung auch die jeweils jährlichen Witterungsbedingungen zu beachten. Im Jahr 2013 wurden mit einem sehr nassen ersten Halbjahr inkl. einem Hochwasser eine Vielzahl offener Flächen geschaffen, welche in einem sehr trockenen und warmen Sommer insbesondere von Wärmekeimern wie z. B. *Amaranthus div.*, *Chenopodium glaucum*, *Chenopodium rubrum* und *Erysimum cheiranthoides* in außergewöhnlichen Mengen besiedelt wurden und häufiger die thermophile Präferenz der rechten Rheinseite im Gegensatz zu den Untersuchungsjahren 2011/2012 überprägten.

Überlagert werden die expositionsbedingten Unterschiede durch einen deutlichen Nord-Süd-Gradienten, welcher sich in einer Vielzahl von Arten ausdrückt, welche nach Norden ihre temperaturbedingte Arealgrenze erreichen.

Anders stellt sich die Situation auf der linken bzw. nordost-exponierten Rheinseite dar (Tab. 22).

Tabelle 22: Arten mit Vorkommensschwerpunkt auf der NE-exponierten, linken Rheinseite

Art	Nachweise in Vegetationsaufnahmen				Detailkartierung (Nachweise/100 m-Abschnitte)				TZ
	NE	SW	Summe	NE/SW	NE	SW	Summe	NE/SW	
<i>Achillea ptarmica</i>	119	42	161	<b>2,8</b>	-	-	-	-	6
<i>Arctium tomentosum</i>	1	-	1	-	10	3	13	<b>3,3</b>	5
<i>Bromus inermis</i>	27	10	37	<b>2,7</b>	-	-	-	-	-
<i>Datura stramonium</i>	1	-	1	-	9	2	11	<b>4,5</b>	6
<i>Dipsacus pilosus</i>	1	-	1	-	22	6	28	<b>3,7</b>	6
<i>Epipactis helleborine</i>	3	1	4	<b>3,0</b>	8	1	9	<b>8,0</b>	5
<i>Geranium pratense</i>	5	-	5	-	29	6	35	<b>4,8</b>	6
<i>Heracleum sphondylium</i>	15	4	19	<b>2,8</b>	-	-	-	-	5
<i>Inula britannica</i>	13	5	18	<b>2,6</b>	147	99	246	<b>1,5</b>	6
<i>Limosella aquatica</i>	1	-	1	-	12	3	15	<b>4,0</b>	6
<i>Lythrum salicaria</i>	26	14	40	<b>1,9</b>	-	-	-	-	5
<i>Physalis peruviana</i>	2	-	2	-	26	10	36	<b>2,6</b>	-
<i>Potentilla anserina</i>	12	5	17	<b>2,4</b>	-	-	-	-	6
<i>Potentilla reptans</i>	77	36	113	<b>2,1</b>	-	-	-	-	6
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	25	-	25	-	100	8	108	<b>12,5</b>	7
<i>Salix triandra</i>	4	-	4	-	35	11	46	<b>3,2</b>	5
<i>Silaum silaus</i>	22	1	23	<b>22,0</b>	67	6	73	<b>11,2</b>	6
<i>Stellaria aquatica</i>	28	11	39	<b>2,6</b>	-	-	-	-	5
<i>Symphyotrichum novi-belgii</i>	13	4	17	<b>3,3</b>	-	-	-	-	6
<i>Symphyotrichum x salignum</i>	17	3	20	<b>5,7</b>	-	-	-	-	6
<i>Thalictrum flavum</i>	37	13	50	<b>2,9</b>	-	-	-	-	6
<i>Valeriana excelsa</i> ssp. <i>excelsa</i>	14	5	19	<b>2,8</b>	-	-	-	-	6

Legende: NE: Funde auf der nordost-exponierten, linken Rheinseite  
 SW: Funde auf der südwest-exponierten, rechten Rheinseite  
 TZ: Temperaturzahl nach ELLENBERG et al. (2001)

Hierbei fallen tendenziell geringere Temperatur-Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) auf. Arten der Convolvuletalia stehen linksrheinisch mehr im Mittelpunkt, wobei sie durch die aufgrund der historischen Leinpfadnutzung immer noch vorhandenen gehölzfreien Bereiche gefördert werden. Besonders auffällig ist das Vorkommen von *Rumex thyrsiflorus* und *Silaum silaus* im Bereich der linksrheinischen Ufer, was nur teilweise mit dem verstärkten Vorkommen von Pflasterböschungen zu verstehen ist (siehe Kap. 4.4.2.2; Pkt. 32).

HACHTEL et al. (1999) stellten bei Untersuchungen des Bonner Rheinufer fest, dass das rechtsrheinische Ufer deutlich **artenreicher** als das linksrheinische ist. Diese Aussage lässt sich auf den gesamten Raum zwischen Bonn und Koblenz nicht übertragen. In vorliegender Untersuchung (ohne Betrachtung der Rheininseln) sind in den linksrheinischen Vegetationsaufnahmen im Mittel 18,4, in den rechtsrheinischen Ufern 17,7 Arten vorzufinden.

Hingegen kann die Aussage von HACHTEL et al. (1999) bestätigt werden, dass die rechtsrheinische Uferseite aufgrund der mikroklimatischen Begünstigung vermehrt seltenere Arten aufweist.

#### 4.2.2 Stromtalarten

Als Stromtalarten werden Pflanzen verstanden, die ganz oder überwiegend eine **räumliche Bindung an Stromtäler** aufweisen. Allerdings zeigen viele Stromtalarten diese Bindung vor allem am Rand des Verbreitungsgebietes, so dass diese Arten regional definiert werden müssen.

Nach PASSARGE (1976:140) weisen zahlreiche Stromtalpflanzen, so z. B. *Chaerophyllum bulbosum*, *Euphorbia palustris*, *Silene baccifera*, *Cuscuta lupuliformis*, aber auch *Barbarea stricta* einen kontinentalen Verbreitungsschwerpunkt auf. Dabei sind die ökologischen Anpassungen von Stromtalarten eben nicht allein auf die Überflutungstoleranz und/oder das Klima beschränkt (BURKART 2001), sondern deutlich komplexer. So zeigt z. B. die Stromtalart *Rumex thyrsiflorus* keine bessere Adaption an Überflutungen auf als die nahe verwandte Art *Rumex acetosa* (BURKART 2001), so dass beide Arten nicht an länger überfluteten Plätzen gefunden werden. Die Ursächlichkeit der Verbreitungsmuster der ökologisch uneinheitlichen Stromtalpflanzen wird durchaus kontrovers diskutiert und stellt wahrscheinlich eine Kombination von Standorteigenschaften dar (BURKART 2001). Dabei werden u. a. thermophile und nitrophile Präferenzen der Arten, aber auch die Hydrochorie in Erwägung gezogen.

Diese Varianz der Verbreitung von Stromtalarten muss sogar **zeitlich** gesehen werden, wie ZACHARIAS & GARVE (1996) dies für den Neophyten *Artemisia annua* aufzeigen - insofern ist eine Stromtalart hinsichtlich Zeit und Raum zu spezifizieren. Viele Neophyten zeigen zu Beginn ihrer Expansion das Verbreitungsmuster von Stromtalarten an (PYSEK & PRACH 1994), wie z. B. diesbezüglich Arten am Unteren Mittelrhein der Tab. 23 zu entnehmen sind. Sie breiten sich zunächst entlang der Flusstäler aus, bevor sie zunehmend stromferne Gebiete besiedeln (WÄRNER 2009).

Die räumliche Varianz und **individuelle Charakteristik** eines jeden Gewässers (BURKART 2001:459) zeigt sich auch im Untersuchungsraum des Unteren Mittelrheins z. B. an *Butomus umbellatus*, *Rumex hydrolapathum* und *Rorippa amphibia*, welche hier als Stromtalarten einzustufen sind, was hingegen nach Norden zunehmend in Frage gestellt werden muss. *Dipsacus fullonum* und *Ononis spinosa* zeigen wiederum erst nördlich des Untersuchungsraumes charakteristische Verbreitungsgrenzen von Stromtalpflanzen auf. *Allium angulosum* und *Lathyrus palustris* wiederum laufen als Stromtalpflanzen bereits von Süden kommend deutlich am Oberrhein aus und sind im hier betrachteten Bereich nicht mehr vorzufinden.

Nicht nur die regionale Differenzierung sondern auch **die Stärke der Bindung an Stromtäler** ist zu betrachten. SIEDENTOPF (2006) definierte diesbezüglich bundesweit drei Stufen: gehäuftes Vorkommen in Auenbereichen mit jeweils 55 % bis 70 % der Vorkommen, überwiegend in Flusstälern vorkommend mit 71 % bis 89 % der Vorkommen und fast nur in Flusstälern auftretend mit über 90 % der Vorkommen.

Die Schwierigkeit einer nationalen Definition von Stromtalarten ist offensichtlich. Während SIEDENTOPF (2006) eine deutschlandweite Checkliste mit 805 Stromtalarten unterschiedlicher Bindungsstärken zusammenstellt, gibt OBERDORFER (2001) für denselben Raum ca. 90 Stromtalarten an und BURKART (2001) definiert 129 Arten dieses Typus. Daten bezüglich Stromtalarten beziehen sich meist auf bundesweite Arealanalysen und insofern ist z. B. bei *Tanacetum vulgare* und *Juncus compressus* nach OBERDORFER (2001) eine Präferenz von Stromtälern zu beobachten, ohne dass diese Arten für das Untere Mittelrheintal als eigentliche Stromtalarten zu definieren wären, was BRANDES & OPPERMAN (1994) an der Weser ebenfalls feststellten. Ebenso ist z. B. die Einstufung von *Carduus crispus*, *Festuca arundinacea*, *Saponaria officinalis*, *Melilotus altissimus* und *Poa palustris* nach Angaben von OBERDORFER (2001) nicht gefolgt werden kann.

Auch wenn bei einigen Arten die Einstufung als Stromtalart eine Ermessensfrage ist, so wurde im Folgenden eine **regionale Artenliste** mit Bindung an das unmittelbare Ufer des Unteren Mittelrheins zusammengestellt. Für das hier betrachtete Untersuchungsgebiet wurden bezüglich der Stromtalarten neben den Angaben von OBERDORFER (2001) die Checkliste von SIEDENTOPF (2006), der Farn- und Blütenatlas des Rheinlandes (SCHUMACHER 1995), der Verbreitungsatlas von Nordrhein-Westfalen (HAEUPLER et al. 2003) und die Verbreitungskarten Deutschlands (FLORAWEB 2013) ausgewertet. Mittels Analyse dieses Materials und der Einschätzungen aufgrund der vorgenommenen Geländearbeiten konnte ein differenzierteres Bild der Stromtalarten am Unteren Mittelrhein erstellt werden, wobei die aktuelle Bindung einer Art an das Rheintal im Bereich des Unteren Mittelrheins als Entscheidungskriterium gewählt wurde.

Unabhängig von der Definition zeigen Stromtalarten in hohem Maße die Wertigkeit eines azonalen Naturraumes auf und können auch Rückschlüsse auf dessen Erhaltungszustand geben. Die 60 Arten mit regionaler Bindung an das Stromtal des Unteren Mittelrheins sind Tab. 23 zu entnehmen; die Auswertung hinsichtlich hemerober Strukturen erfolgt in Kap. 4.5.2.4, auf welches sich auch die Angaben des Feldes „Bewertung“ beziehen.

Tabelle 23: Regional differenzierte Stromtalarten des Unteren Mittelrheintals

Art	Anzahl Fundstellen der Detailkartierung <sup>1</sup>	Bewertung in Kap. 4.5.2.4 (Tab. 68; Seite 220)
<i>Alisma lanceolatum</i>	2	
<i>Allium schoenoprasum</i>	92	
<i>Althaea officinalis</i>	2	
<i>Amaranthus emarginatus</i>	11	nicht bewertet, da Neophyt
<i>Amaranthus bouchonii</i>	nicht detailliert erfasst <sup>2</sup>	nicht bewertet, da Neophyt
<i>Anchusa officinalis</i>	5	
<i>Angelica archangelica</i> ssp. <i>litoralis</i>	18	nicht bewertet, da Neophyt
<i>Arctium tomentosum</i>	13	
<i>Artemisia campestris</i>	1	
<i>Barbarea stricta</i>	17	
<i>Brassica nigra</i>	89	etablierter Neophyt
<i>Butomus umbellatus</i>	14	
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	198	
<i>Cuscuta gronovii</i>	siehe Kap. 4.2.4	nicht bewertet, da Neophyt
<i>Cuscuta lupuliformis</i>	siehe Kap. 4.2.4	nicht bewertet, da Neophyt
<i>Cynodon dactylon</i>	11	
<i>Dysphania pumilio</i>	2	nicht bewertet, da Neophyt
<i>Elymus campestris</i> x <i>repens</i>	8	
<i>Equisetum ramosissimum</i>	1	
<i>Eryngium campestre</i>	67	
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	56	
<i>Erysimum virgatum</i>	11	
<i>Euphorbia esula</i>	nicht detailliert erfasst <sup>2</sup>	
<i>Euphorbia palustris</i>	1	
<i>Euphorbia seguieriana</i>	22	
<i>Geranium pratense</i>	35	
<i>Gratiola officinalis</i>	1	
<i>Hippuris vulgaris</i>	1	

Tabelle 23: Regional differenzierte Stromtalarten des Unteren Mittelrheintals (Fortsetzung)

Art	Anzahl Fundstellen der Detailkartierung <sup>1</sup>	Bewertung in Kap. 4.5.2.4 (Tab. 68; Seite 220)
<i>Inula britannica</i>	246	
<i>Inula salicina</i>	1	
<i>Isatis tinctoria</i>	41	
<i>Lepidium graminifolium</i>	155	
<i>Lepidium latifolium</i>	53	nicht bewertet, da Neophyt
<i>Limosella aquatica</i>	15	
<i>Mentha pulegium</i>	3	
<i>Parietaria judaica</i>	nicht detailliert erfasst <sup>2</sup>	
<i>Parietaria officinalis</i>	6	
<i>Persicaria lapathifolia</i> ssp. <i>brittingeri</i>	70	
<i>Potentilla supina</i>	6	
<i>Pulicaria dysenterica</i>	5	
<i>Pulicaria vulgaris</i>	18	
<i>Rorippa amphibia</i>	87	
<i>Rorippa austriaca</i>	nicht detailliert erfasst <sup>2</sup>	nicht bewertet, da Neophyt
<i>Rorippa x anceps</i>	8	
<i>Rumex hydrolapathum</i>	78	
<i>Rumex maritimus</i>	14	
<i>Rumex palustris</i>	12	
<i>Rumex stenophyllus</i>	2	nicht bewertet, da Neophyt
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	108	
<i>Silaum silaus</i>	69	
<i>Silene baccifera</i>	22	
<i>Sisymbrium strictissimum</i>	1	
<i>Solanum sarrachoides</i>	1	nicht bewertet, da Neophyt
<i>Thalictrum flavum</i>	nicht detailliert erfasst <sup>2</sup>	
<i>Thalictrum minus</i>	8	
<i>Verbascum pulverulentum</i>	2	
<i>Veronica catenata</i>	38	
<i>Veronica maritima</i>	4	
<i>Veronica teucrium</i>	3	
<i>Xanthium saccharatum</i>	nicht detailliert erfasst <sup>2</sup>	nicht bewertet, da Neophyt

<sup>1</sup> Fundstellen bezogen auf 100 m Abschnitte (siehe Kap. 3.2.3)

<sup>2</sup> keine Detailerfassung aufgrund hohen Vorkommens

#### Anmerkungen zu ausgewählten Stromtalarten des Untersuchungsraumes:

***Barbarea stricta*** als eine eurasiatisch-(kontinentale) Stromtalpflanze (BRANDES 1998b) wird nach OBERDORFER (2001) als Charakterart des Chaerophylletum bulbosi gesehen. Dies kann mit den hier vorliegenden Ergebnissen nicht nachvollzogen werden, da die Art der Spülsäume sich deutlich dem Chenopodion annähert. Eine Präferenz der wärmeren rechten Rheinseite, wie von HACHTEL et al. (1999) beobachtet, ist in dem hier vorliegenden Untersuchungsraum ebenfalls nicht erkennbar, was auch mit dem deutlicheren Temperaturgradienten von Bonn aus nach Süden erklärt werden kann, so dass *Barbarea stricta* im südlichen Bereich aufgrund höherer Wärme keine Uferseite mehr präferiert („Prinzip der relativen Standortkonstanz“).

***Butomus umbellatus*** konnte an 14 Fundorten nachgewiesen werden. HACHTEL et al. (1999) stellten *Butomus umbellatus* im Bonner Raum als typische Art der Buhnen dar, während CASPERS (1986) in Nordrhein-Westfalen nur von wenigen Vorkommen dieser Art an Ufern spricht. Was lokal zutreffend ist, muss großräumiger dahingehend ergänzt werden, dass *Butomus umbellatus* sich am Rhein überwiegend als Bidentetalia-Art in feinerdereichen und weniger durchströmten Bereichen einnisch. Innerhalb der Steinpackungen an Buhnen findet die Art, welche starke Wasserstandsschwankungen toleriert, ebenso wie *Rumex hydro-lapathum* gelegentlich einen relativ gesehen strömungsberuhigten Ersatzstandort vor. Dies ist an der Ems wohl verstärkt zu beobachten, wobei FILZEK (2008) die Art aufgrund dieser Standortpräferenz nicht mehr als Zeigerart naturnaher Strukturen einstuft.

***Cynodon dactylon*** verhält sich im Bereich des Unteren Mittelrheins wie eine Stromtalart (FLORAWEB 2013), ohne bei OBERDORFER (2001) als solche angegeben zu sein. Alle 11 nachgewiesenen Standorte sind rechtsrheinisch gelegen, was auf die mediterrane Herkunft dieser Art verweist. Zumeist ist die Art mit hohen Dominanzen vorzufinden, wobei die Bestände entsprechend der Skalierung von Kap. 3.2.3 als „zahlreich“ eingestuft werden.

Der einzige Fundort von ***Equisetum ramosissimum*** bei Bonn-Beuel wurde bereits von HACHTEL et al. (1999) nachgewiesen. Allerdings wurde der Standort im Winter 2011/2012 durch wasserbauliche Maßnahmen zerstört, so dass derzeit kein Vorkommen dieser Art mehr am Unteren Mittelrhein bekannt ist.

Deutlich häufiger war ***Eryngium campestre*** vorzufinden. In 67 Standorten (bezogen auf 100-m-Bereiche) konnte die wärmeliebende Stromtalart nachgewiesen werden. Die Art ist überwiegend, aber nicht ausschließlich, rechtsrheinisch vorzufinden.

***Erysimum virgatum* Roth** (syn. *Erysimum hieraciifolium* L.) wird von OBERDORFER (2001) als seltene Stromtalpflanze eingestuft und konnte in Untersuchungsraum an 11 Standorten vorgefunden werden. BRANDES (1998b) nennt als Standort vor allem den Saum von Auengebüschen und feuchten Ufermauern, wo die Art am Unteren Mittelrhein ebenfalls vorgefunden wurde. Der Autor sieht *Erysimum virgatum* im Aegopodion oder auch im Alliarion vorkommend und über diese Standorte hinaus aber auch als Eisenbahnwanderer auf Bahnanlagen sowie an Straßenböschungen, woraus er auf den ruderalen Charakter dieser biennen Art schließt.

***Euphorbia esula*** hingegen ist in sehr hoher Frequenz in der Ufervegetation des Unteren Mittelrheins vorzufinden, wobei die Art sich in den trockenen, rohbodenliebenden Flügel der Convolvuletalia als Schwerpunkt einnisch. SIEDENTOPF (2006) weist der Art nur eine schwache Bindung an Stromtäler zu, wobei im hier betrachteten Raum schon von einer zumindest mittleren Bindung ausgegangen werden kann.

22 Nachweise von ***Euphorbia seguieriana*** in den 100-Abschnitten konnten erbracht werden. Insbesondere im warmen Neuwieder Becken konzentriert sich diese Art auf die wärmeren südwest-exponierten Ufer, welche mit Schlacken befestigt typische Sekundärbiotope für Felsstandorte aufzeigen. Die kontinentale Art zeigt zudem die geringen Niederschlagswerte in diesem Bereich auf. Bis auf zwei Vorkommen sind im Untersuchungsraum alle Vorkommen rechtsrheinisch gelegen.

Eine nur schwache Bindung an das Stromtal des Unteren Mittelrheins weist ***Geranium pratense*** auf, welche von OBERDORFER (2001) als Stromtalpflanze eingestuft wurde, in der deutlich umfangreicheren Aufstellung von SIEDENTOPF (2006) allerdings keine Berücksichtigung fand. Überwiegend werden trockene Arrhenathereten im oberen Böschungsbereich der Ufer besiedelt.



Die vom Aussterben bedrohte ***Gratiola officinalis*** konnte an einem Fundort im nördlichen Bonn nachgewiesen werden. Hierbei zeigt der mit niedrigem Steinpflaster befestigte Standort sehr ähnliche Parallelen zu dem Standort des einzigen Vorkommens der stark gefährdeten ***Mentha pulegium*** bei Bad Breisig auf. Beide Standorte sind typische Flutrasenstandorte, welche bei höherem Mittelwasserstand schnell überflutet werden.

246 Abschnitte sind durch die typische Auenart ***Inula britannica*** geprägt. Die Art profitiert im Untersuchungsraum ganz offensichtlich von den Pflegemaßnahmen der Wasser- und Schifffahrtsämter. Insbesondere im Bereich der Hektometerkilometrierungen kann aufgrund der hier erfolgenden Schnittmaßnahmen immer wieder ***Inula britannica*** als Art der Flutrasen nachgewiesen werden. Sie stellen in den Bereichen Ersatzgesellschaften der Salicetea dar. Bereits HACHTEL et al. (1999) gaben den Standort treffend als Übergangsbereich zwischen Flutrasen und Röhrichten an, so dass ***Inula britannica*** gerne auch den unteren Bereich von Pflastern, aber auch Buhnen besiedelt. Überwiegend ist die Art locker in Flutrasen eingebettet und bildet nur selten kleinflächige Dominanzbestände im Bereich oberhalb des Mittelwasserspiegels auf zumeist mehr oder weniger stabilen Substraten (z. B. Aufnahme 382; Anlage 3 Blatt 11).

Die wärmeliebende Art ***Lepidium graminifolium*** weist in Westdeutschland ebenfalls das Verbreitungsmuster einer Stromtalart auf. Mit 155 Vorkommen ist die Art in meist geringen Abundanzen an sonnigen und mageren Standorten vorzufinden. Das Vorkommen von 140 Standorten auf der rechten Uferseite betont die Thermophilie dieser Art (siehe Kap. 4.4.2.2; Pkt. 24), was bereits HACHTEL et al. (1999) betonten, die die Art im Bonner Raum ausschließlich rechtsrheinisch vorfanden.

Erst 1997 berichtete KRAUSE (1998) von einem ersten Wiederfund der bis dorthin verschollenen Art ***Lepidium latifolium*** in Nordrhein-Westfalen. BRANDES (1996b) weist die Art 1993/94 an der Elbe als Stromtalwanderer nach. Inzwischen hat sich die zumindest im Binnenland als Neophyt einzustufende Art, welche meist in hoher Soziabilität im unteren Bereich der Böschungen vorkommt, mit einer Vielzahl von Standorten im Unteren Mittelrhein etabliert.

***Limosella aquatica*** als typische Cyperetalia-Art charakterisiert mit 15 Fundpunkten meist schlammige und feinerdereiche Offenböden in Zusammenhang mit spätsommerlichen Niedrigwassersituationen. Auffällig ist das vermehrte Vorkommen in Buhnenfeldern, welche durch die Sedimentation von Feinmaterial für diese Art und weitere Bidention-Arten wertvolle Habitate darstellen und in hohem Maße von den jährlich variierenden spätsommerlichen Niedrigwasserständen abhängig sind.

***Persicaria lapathifolia* ssp. *brittingeri*** ist im Raum eine typische und im Falle günstiger Niedrigwassersituationen nicht seltene Stromtalpflanze des Chenopodion. Im Oberrheingebiet (PHILIPPI 1984:72) ist sie hingegen als deutlich seltener einzustufen und in den östlichen Bundesländern zum Teil gar nicht nachgewiesen. Am Unteren Mittelrhein ist sie eine deutliche Charakterart des Chenopodion, bildet aber auch teilweise schwer zu bestimmende Übergangsformen mit ***Persicaria lapathifolia* ssp. *lapathifolia*** (WISSKIRCHEN 2011).

***Pulicaria dysenterica*** ist im Unteren Mittelrheingebiet im Vergleich zum Ober- und Niederrhein auffällig selten und konnte lediglich an 5 linksrheinischen Standorten nachgewiesen werden, wobei drei Vorkommen in gemähten Bereichen von Hektometersteinen die heliophile Präferenz dieser Art unterstreichen.

***Pulicaria vulgaris*** weist ähnliche Standortansprüche auf wie ***Inula britannica***, ist aber mit 18 Fundorten deutlich seltener. Während ***Inula britannica*** auch in Pflasterböschungen an höherer Position vorkommen kann, ggf. sich auch in dichterem krautiger Vegetation durchsetzt,

erscheint *Pulicaria vulgaris* bei weitem nicht so konkurrenzstark und auf die unmittelbaren offenen, deckungsarmen Bereiche der Agrostietalia beschränkt.

***Rorippa austriaca*** hat sich stark an den Ufersäumen des Rheins ausgebreitet und weist derzeit auch das Verbreitungsmuster einer Stromtalart auf (siehe auch Kap. 4.3.8.3). Von PATZKE & STIERWALDT (1960) wurde diese Art für den Bonner Raum nicht angegeben. Als Potentillion-Art ist *Rorippa austriaca* auch häufiger im Bereich stark verbauter Ufer vorzufinden und als eine der wenigen Arten in der Lage, ähnlich wie *Rubus caesius* sogar Ufersicherungen aus Wasserbausteinen zu überwachsen.

KRUMBIEGEL (2008) charakterisiert den Standort der kontinentalen Art ***Rumex stenophyllus*** in engem Kontakt zum Bidention und beschreibt Gesellschaften an der Elbe, wo der Neophyt mit *Rumex palustris* und *Rumex maritimus* Dominanzbestände aufbaut. Auch wenn am Unteren Mittelrhein nur zwei Standorte nachgewiesen wurden, so entsprechen die Standortbedingungen beider Fundorte in den Bidention-Bereichen von Rheininseln in hohem Maße der Beschreibung der Elbe-Standorte.

***Silene baccifera*** findet sich an 22 Standorten meist in Schleiergesellschaften im Saum von Auenwald-Fragmenten. Die sommerwärmeliebende Art bevorzugt trotz der meist schattigen Lagen hierbei überwiegend südwest-exponierte Rheinufer (18 Standorte) von mittlerer Steigung. PASSARGE (1976) sieht die *Silene baccifera*-Vorkommen wie weitere nässemeidende Arten auch am Rhein gerne im oberen Böschungsbereich. Verglichen mit den Angaben von z. B. PATZKE & STIERWALDT (1960), welche die Art im Bonner Raum als ausgestorben einstuften, scheinen die Bestände dieses Spreizklimmers wieder zugenommen zu haben.

Mit mehreren Exemplaren von ***Sisymbrium strictissimum*** an der wenig hemeroben Südspitze der Insel Niederwerth konnte eine seltene Brassicaceae nachgewiesen ist, welche in der Florenliste von Rheinland-Pfalz bzw. dem Rheinlandatlas von SCHUMACHER (1995) nicht aufgeführt wird. BRANDES (1991) hatte die Ökologie dieser Art untersucht und weist sie als Konkurrenzstrategen der Ordnung Glechometalia aus. Alle von BRANDES festgestellten Standorte beinhalten *Urtica dioica* und *Galium aparine*. Der Autor stellt außerhalb des zentraleuropäischen Schwerpunktes eine nach Westen auffällig zerrissene Arealgrenze fest und verweist auf geringe Keimungsraten als Ausbreitungshindernis.

Die Lage des Standortes in dem sehr naturnahen Anschwemmungsbereich der Inselfüßspitze macht eine hydrochore Ausbreitung für den Fund dieser Art außerhalb ihres Kernareals wahrscheinlich. Für Baden-Württemberg beschreibt BRANDES (1991) lichte Standorte in Ufernähe, die dem hier vorgefundenen Standort ähneln, welcher einen offenen Bereich von *Salix alba* auf nährstoffreichen Sanden darstellt. BRANDES & OPPERMANN (1994) finden die Art auch in Ufernähe unterhalb der Heinsener Klippen (bei Höxter) und beschreiben sie als seltene und zugleich für Flusstäler charakteristische Art.

Die kontinentale Stromtalart ***Veronica maritima*** konnte an 4 Standorten nachgewiesen werden, wobei erstmals seit 50 Jahren ein Wiederfund auf Bonner Stadtgebiet anzuführen ist. Fast alle Standorte waren von geringer Abundanz und zumeist in sonnige *Solidago gigantea*-Dominanzbestände eingebunden.

Die Vorkommen von ***Thalictrum flavum*** wurden aufgrund ihrer hohen Frequenz nicht gesondert erfasst. Die Stromtalart zeigt einen deutlichen linksrheinischen Schwerpunkt, wo sie besonders gerne in Hochstaudengesellschaften mit weiteren hygrophilen Stauden wie z. B. *Stachys palustris* vorkommt.

Viel seltener hingegen ist ***Thalictrum minus* ssp. *minus***, wobei die wärmeliebende Art des Bromion an 8 Standorten nachgewiesen werden konnte.

***Xanthium saccharatum*** ist nach WISSKIRCHEN (1995:60) in den 70er Jahren von Frankreich über die Mosel in den Rhein eingewandert. Die Art konnte am Unteren Mittelrhein überwiegend auf sonnigen Sandbereichen des Übergangs vom Chenopodion zum Senecionion, also geringfügig höher als der Mittelwasserbereich im Übergang zur Weichholzaue, vorgefunden werden. BUCH (2011) gibt auch schlammige Uferbereiche des Bidention als Standort an. WISSKIRCHEN (1995:139) stellt hingegen fest, dass *Xanthium saccharatum* ähnlich wie auch *Brassica nigra* tiefer gelegene Stellen meidet und insbesondere in Kontakt zum höher gelegenen Phalaridetum, Potentillion oder anderen ausdauernden Beständen zu finden ist.

Als einjährige Art ist *Xanthium saccharatum* stark witterungsabhängig. Die Art wurde von PATZKE & STIERWALDT (1960) nicht für den Bonner Raum erwähnt. HACHTEL et al. (1999) konnten sie 1995 mit hoher Frequenz in 52 (von insgesamt 70) Kartierungsabschnitten nachweisen. 2008 wurde sie bei einer Wiederholung der Kartierung von LAUDAN & RÜTTEN (2009) lediglich in 28 naturnäheren, flachen Uferbereichen gefunden. Auch die hier vorliegenden Untersuchungen zeigen deutlich geringere Frequenzen in den Jahren 2011 und 2012 und wiederum höhere Frequenzen 2013 auf. Es ist davon auszugehen, dass die variierenden Witterungsverhältnisse und die jährlichen Wasserganglinien hierfür ausschlaggebend sind. Aufgrund des spezifischen Standortes kann *Xanthium saccharatum* als Zeiger geringer Hemerobie eingestuft werden (siehe Kap. 4.5.2.1).

Während WISSKIRCHEN (1989) in den *Xanthium*-Beständen am Rhein nur *Xanthium saccharatum* feststellt, konnte BUCH (2011) am Niederrhein auch *Xanthium albinum* ssp. *albinum* kartieren. Gezielt wurde nach letzterer Art auch am Unteren Mittelrhein gesucht, wobei allerdings kein Nachweis erbracht werden konnte. Ob über die Weser und den Niederrhein die Art auch in den Unteren Mittelrhein einwandert, ist weiter zu beobachten.

#### 4.2.3 Neophyten

Die Diskussion von Neophyten ist in der Vegetationskunde ein häufig betrachteter Untersuchungsgegenstand, wobei gerade die Dynamik von Fließgewässern mit Hochwasser, Erosion, Akkumulation und dem hiermit verbundenen hydrochoren Diasporentransport von besonderer standörtlicher Bedeutung ist. Die Elbe wurde hierbei insbesondere durch BRANDES (BRANDES 1998b, BRANDES & SANDER 1995a, BRANDES & SANDER 1995b) und der Niederrhein durch SCHMITZ (2002) bearbeitet; ältere Arbeiten liegen auch für den Mittelrhein von LOHMEYER (1971) und von LOHMEYER & SUKOPP (1992) vor. Nach LOHMEYER & SUKOPP (1992) weisen Flussufergesellschaften im Vergleich mit anderen naturnahen Pflanzengesellschaften den höchsten Anteil an Archäo- und Neophyten in Mitteleuropa auf. Insbesondere die Gesellschaften der Bidentetea (Kap. 4.3.1) sind hierbei aufgrund ihrer hohen Dynamik von Interesse. OBERDORFER (1993a) weist aus syntaxonomischer Sicht darauf hin, dass gerade die Klasse der Artemisietea häufig ungesättigte Gesellschaften enthält und insofern anfällig für die Etablierung von Neophyten ist, wobei diese sich häufig nicht exakt in einer Gesellschaft platzieren und so höheren synsystematischen Einheiten zugeordnet werden müssen.

In vorliegender Arbeit werden die Neophyten in Zusammenhang mit der Diskussion hinsichtlich der Hemerobie der Ufer des Unteren Mittelrheins diskutiert. Vorliegendes Kapitel gibt einen Überblick hinsichtlich des Artbestandes, während der Bezug zur Hemerobie unter Kap. 4.5.2.2 erörtert wird.

Es sei an dieser Stelle angemerkt, dass die wissenschaftlich gängige Definition der Neophyten (Auftreten der Art nach ca. 1492) pauschal sicherlich zu kurz greift, so dass die Terminologie diesbezüglich differenziert werden sollte. Ansätze hierbei sind z. B. die Untergliederung dieser Artengruppe nach HEMPEL et al. (2009:48) in Altneophyten (Einwanderungszeit 1500-1750), Frühneophyten (1750-1870) und Spätneophyten (nach 1870). ZAHLHEIMER (2001:245) unterscheidet an dieser Stelle Frühneochore mit einer Einwanderungszeit von 1500-1800 von Jungneochoren mit einer Einwanderungszeit später als 1800, in Abhängigkeit des ersten Nachweises als wild wachsende Art und differenziert darauf aufbauend auch eine natur-

schutzfachliche Bewertung. Im Folgenden wird aufgrund der Datengrundlagen die derzeit gängige Definition übernommen, in Kap. 4.5.2.2 die Hemerobie auch bezüglich der Jungneochoren differenziert betrachtet.

In hier vorliegender Untersuchung am Unteren Mittelrhein wurden im Gesamtartenbestand von 743 Arten **208 Neophyten (28,0 % des Gesamtartenbestandes)** nachgewiesen. Mit hoher Wahrscheinlichkeit angepflanzte Arten bzw. Vorkommen in unmittelbarer Nähe kultivierter Arten wurden hierbei explizit nicht erfasst.

Bezogen auf die mittels der systematischen Stichprobenverteilung ausgewählten Untersuchungspunkte wurden 498 Arten erfasst, welche einen Neophytenanteil von **19,5 % (97 Neophyten) in den Vegetationsaufnahmen** beinhalten. Die Unterschiede zeigen sehr deutlich die Bedeutung der jeweiligen Methodik der Neophytenerfassung auf. Bezogen auf die Gesamtartenliste wird eine Vielzahl von ephemeren Einzelfunden vorgefunden, welche von einer systematischen Stichprobenverteilung nur bedingt erfasst werden. So wurden bezogen auf die Gesamtartenliste allein 93 Neophyten lediglich an 1-2 Fundstellen nachgewiesen.

Verglichen mit den Neophytennachweisen am Unteren Mittelrhein wiesen OPPERMANN & BRANDES (1993) auf 125 km an der Oker 103 Neophyten nach. BRANDES (2007) führte auf einer Länge von 580 km an der Elbe im Laufe von 10 Jahren 122 etablierte Neophyten bei einer Gesamtartenzahl von 453 Arten auf und folgerte daraus, dass die absolute Neophytenzahl von der Gewässerlänge nicht abhängig sei. Allerdings revidiert selbiger Autor später diese Aussagen und sieht ein asymptotisches Anwachsen der Neophytenzahl bis zu einem Maximalwert mit zunehmender Flusslänge (BRANDES 2007:839), was den Ergebnissen am Unteren Mittelrhein entsprechen würde. GROTE (2001) wies an der Oker einen Neophytenanteil von 17,5 % nach, wobei 80 % der Arten in weniger als 20 % der Probeflächen nachgewiesen wurden. SCHMITZ & LÖSCH (2005) fanden im Zuge von 596 Vegetationsaufnahmen am Niederrhein 119 Neophyten und LÖSCH et al. (2007) geben später für die Talaue des Niederrheins zwischen Düsseldorf und der niederländischen Grenze auf einer Strecke von über 150 Stromkilometern einen Neophytenanteil von 19,4 % an.

Die Standardliste von WISSKIRCHEN et al. (1998) weist als bundesdeutsche Sippenbilanz 13,4 % Neophyten auf.

Die Einführung von Neophyten wird von vielen Autoren nach Habitatzerstörungen und Klimawandel als eine der wesentlichen Ursachen der Gefährdung der Biodiversität eingestuft, wobei deren Bedeutung in Mitteleuropa bei weitem nicht die Ausmaße erreicht wie in anderen Regionen (BLEEKER et al. 2009). In dem Zusammenhang weist SCHMITZ (2009) darauf hin, dass Neophyten regional durchaus zu einer Steigerung der  $\alpha$ -Biodiversität führen, wenn sie auch global zu einem Artenrückgang beitragen. Die hohe Anzahl der Neophyten am Unteren Mittelrhein kann hier als Hinweis auf starke hemerobe Einflüsse wie z. B. dichte Bebauung am Rhein gesehen werden. BRANDES (2007) ergänzt dies dahingehend, dass Neophyten ebenso wie indigene Arten strukturreiche Habitate präferieren (siehe hierzu Kap. 4.5.2.2).

Von großer Bedeutung ist aber auch die  $\beta$ -Diversität bzw. der **zeitliche Turnover** der Neophyten. Die hier vorliegende Untersuchung setzt teilweise Arbeiten von HACHTEL et al. (1999) und LAUDAN & RÜTTEN (2009) fort, welche die Zusammensetzung der Rheinufervegetation im Bonner Raum untersuchten (KOSACK et al. 2013). Lediglich 31 neophytische Arten, welche in diesem betroffenen Raum von PATZKE & STIERWALDT (1960) nachgewiesen wurden, sind nach wie vor auch hier vorzufinden. Von 1995 vorgefundenen 78 Neophyten sind bis 2011 bereits 12 Arten wieder verschwunden und 36 Arten neu aufgetreten. Auch GROTE (2001) gibt für die Oker hohe Fluktuationsraten an, wo nach 10 Jahren nur ca. 60 % der Neophyten wieder gefunden werden. KASPEREK (2004) sieht an der Rur bezüglich der Neophytenvorkommen eher Fluktuationserscheinungen.

Der im Bonner Raum von LAUDAN & RÜTTEN (2009) vorgefundene Neophytenanteil von 22,6 % ist aufgrund des urbanen Umfeldes verständlich. Die Zunahme von Neophyten wird deutlich, wenn man sich vor Augen führt, dass PATZKE & STIERWALDT (1960) im selben Bezugsraum nur einen Neophytenanteil von ca. 9,7 % vorfanden. LÖSCH et al. (2007) berichten für den Niederrhein am Beispiel des Monheimer Rheinbogens in einem relativ kurzen Zeitraum von 1997 bis 2004 von einem Anstieg der Neophyten von 13 % auf 17 %.

Ebenfalls auffällig ist in dem Zusammenhang auch ein **räumlicher Turnover**. SCHMITZ & LÖSCH (2005) weisen am Niederrhein 119 Neophyten nach. 36 Neophyten (30 %) des Artenpools am Niederrhein sind am Unteren Mittelrhein nun nicht nachgewiesen worden und wiederum 127 (61 %) Neophyten des Unteren Mittelrheins werden am Niederrhein nicht angetroffen. Ebenso weisen BRANDES & SANDER (1995b) auf 580 km an der Elbe in 10 Jahren 86 Neophyten nach, von denen 54 (62 %) nun auch hier am Unteren Mittelrhein nachgewiesen werden konnten, wobei die quantitative Zusammensetzung stark abweichend ist. So begründet der Autor einen höheren Neophytenanteil am Rhein verglichen mit der Elbe durch den intensiveren Schiffsverkehr und mit dem damit verbundenen Warenumsatz auf dem Rhein bzw. der klimatisch günstigeren Lage. Sicherlich ist auch die deutlich dichtere Besiedlungsstruktur diesbezüglich zu erwähnen.

Zusammenfassend sind hohe qualitative Neophytenanteile im Untersuchungsraum erkennbar. Der Vergleich mit anderen Räumen ist unter Berücksichtigung von einem hohen zeitlichen und räumlichen Turnover zu betrachten. Verglichen mit dem rein qualitativen prozentualen Anteil der Neophyten von 19,5 % innerhalb der hier erfassten Vegetationsaufnahmen ist die **quantitative Bedeutung** von Neophyten von Interesse, wobei diesbezüglich in der Literatur zumeist Präsenz-Absenz-Werte vorzufinden sind und folglich kaum quantitative Vergleichswerte aufgeführt werden. Tab. 24 gibt diesbezüglich den quantitativen Anteil der häufigsten Neophyten und die prozentuale Frequenz der häufigsten Neophyten im Untersuchungsraum wieder.

Tabelle 24: Häufigste Neophyten im Untersuchungsraum

quantitativer Neophytenanteil (% Deckung)		Prozentuale Frequenz der Neophyten	
Art	Anteil	Art	Anteil
<i>Populus x canadensis</i>	10,4 %	<i>Solidago gigantea</i>	45,3 %
<i>Solidago gigantea</i>	6,4 %	<i>Senecio inaequidens</i>	29,9 %
<i>Robinia pseudoacacia</i>	2,4 %	<i>Populus x canadensis</i>	27,5 %
<i>Impatiens glandulifera</i>	1,7 %	<i>Impatiens glandulifera</i>	24,1 %
<i>Medicago x varia</i>	1,0 %	<i>Medicago x varia</i>	11,2 %
<i>Helianthus tuberosus</i>	0,9 %	<i>Robinia pseudoacacia</i>	10,8 %
<i>Acer negundo</i>	0,7 %	<i>Cuscuta gronovii</i>	10,7 %
<i>Fallopia japonica</i>	0,6 %	<i>Brassica nigra</i>	10,3 %
<i>Senecio inaequidens</i>	0,5 %	<i>Erigeron annuus</i>	9,3 %
<i>Parthenocissus inserta</i>	0,5 %	<i>Cuscuta lupuliformis</i>	8,9 %
<i>Rorippa austriaca</i>	0,5 %	<i>Rorippa austriaca</i>	8,1 %
	etc.		etc.
<b>Summe</b>	<b>28,2 %</b>		

Der **quantitative Anteil der Neophytenflora mit 28,2 %** an der Gesamtdeckung ist deutlich höher als der qualitative, wobei allerdings die häufig angepflanzte *Populus x canadensis* bereits 10,4 % der Gesamtdeckung darstellt.

Die Unterschiede beim Vergleich qualitativer und quantitativer Daten der Neophyten drücken die Soziabilität der betrachteten Arten aus. Neben der häufig gepflanzten *Popu-*

*lus x canadensis* fällt vor allem die hohe Dominanz von *Solidago gigantea*, aber auch von *Helianthus tuberosus*, *Fallopia japonica* und *Impatiens glandulifera* ins Auge. Das Neophytenspektrum scheint durchaus für das jeweilige Gewässer charakteristisch zu sein, weisen doch BRANDES & SANDER (1995b) für die Elbe als häufigste Neophyten *Xanthium albinum*, *Bidens frondosus*, *Erigeron canadensis*, *Atriplex sagittata*, *Galinsoga quadriradiata* und *-parviflora*, *Amaranthus powellii* und *Eragrostis pilosa* nach; sämtliche Arten sind in Tab. 24 wiederum nicht vorzufinden.

Neben der Einwanderungszeit ist auch die Nachhaltigkeit der Etablierung in den betreffenden Habitaten von besonderer Bedeutung, wobei die vorgefundenen Arten hinsichtlich der **Agriophytie** (LOHMEYER & SUKOPP 1992) unterschieden werden. Hierbei sind die vorgefundenen 208 Neophyten wie folgt zu differenzieren (BUTTLER 2012). Abweichend von BUTTLER (2012) wird *Cuscuta lupuliformis* SCHMITZ & LÖSCH (1995) folgend im Untersuchungsraum als Neophyt eingestuft:

77	Agriophyten
63	Epökophyten
59	Ephemerophyten
9	Ergasiophyten

Für den gesamten Niederrhein zwischen Düsseldorf und der niederländischen Grenze werden von LÖSCH et al. (2007) ein Neophytenanteil von 19,4 % angegeben, wobei ca. 30 % dieser Arten als ephemer eingestuft werden. Dies stimmt mit ca. 33 % auf stetigen Diasporennachschub angewiesener Ephemerophyten und Ergasiophyten bei vorliegender Untersuchung am Unteren Mittelrhein ziemlich exakt überein. Auch bei einer nicht immer eindeutigen Zuordnung einzelner Arten hinsichtlich der Agriophytie ist die Anzahl der Agriophyten verglichen mit den Untersuchungen von BRANDES & SANDER (1995b) (39 Agriophyten an der Elbe) am Unteren Mittelrhein fast doppelt so hoch, was als Hinweis auf seit längerer Zeit ablaufende Etablierungsprozesse gesehen werden kann.

Zumeist wird der Ausbreitung von Neophyten in der Öffentlichkeit deutlich mehr Aufmerksamkeit gewidmet als deren Rückgang, wie z. B. in jüngster Zeit hinsichtlich des Rückganges von *Elodea canadensis*. Verglichen mit den Untersuchungen von LOHMEYER (1975) kann auch eine starke Abnahme eines Neophyten beobachtet werden. LOHMEYER (1975:84) stellt ***Angelica archangelica* ssp. *litoralis*** als in Ausbreitung begriffenen Neophyten dar und veröffentlichte Aufnahmen und Fotomaterial von Bereichen, in denen die Art aktuell vollständig verschwunden bzw. nur noch selten aufzufinden ist. Ob fehlende Ablagerungen durch Hochwasser im Bereich der unteren Weichholzaue ursächlich sind, welche diese Art präferiert, oder weitere Gründe, kann abschließend hier nicht geklärt werden. KEIL (1999) betont das Vorkommen dieser Art in Wasserbausteinen im Ruhrgebiet, was am Unteren Mittelrhein ebenfalls nur sehr selten zu beobachten ist, obwohl diese besonders häufig überschwemmt und deshalb besonders nährstoffreichen Standorte den Schwerpunkt dieser Art und des Soncho-Archangelicetum *litoralis* bilden. Auch LUDEWIG (1999) betont noch, dass an der Saar die Erzeugelfuß-Gesellschaft „mit einem Fuß im Wasser steht“, während das reine Cuscuto-Convolvuletum „noch trockenen Fußes steht“ und nur bei Überflutungen „nasse Füße“ bekommt. Auch LOHMEYER (1975) sieht am Unteren Mittelrhein noch Übergangsformen zu einer *Angelica*-reichen Fazies des Cuscuto-Convolvuletum. Während der Kartierarbeiten konnten nur an 18 Fundpunkten fast ausschließlich Einzelfunde dieser Art nachgewiesen werden, so dass keine dieser Fundstellen nur ansatzweise die syntaxonomischen Befunde vierzig Jahre nach den Arbeiten von LOHMEYER bestätigen kann.

Ebenso auffällig ist die nur sehr geringe Frequenz von ***Heracleum mantegazzianum***, deren Ursache nicht bekannt ist, obwohl sich die Art gerade an Fließgewässern gerne ausbreitet. Aufgrund des stetigen Diasporennachschubs aus den Seitentälern des Rheins erscheint es

als unwahrscheinlich, dass Bekämpfungsmaßnahmen seitens der Wasser- und Schifffahrtsämter (mdl. WSA Köln, LOHREY) diesbezüglich alleinige Ursache sind.

Interessanterweise wiesen LOHMEYER & SUKOPP (1992) bereits darauf hin, dass sich mit einer **Klimaerwärmung** weitere Agriophyten ansiedeln könnten. Dieser Faktor wurde auch gründlich am Beispiel der Amaranthaceen von SCHMITZ (2002) ausgearbeitet. WISSKIRCHEN (1995:98) und LOHMEYER & SUKOPP (1992:123) verweisen auf *Cyperus esculentus* und *Dysphania ambrosioides* als Charakterarten der submediterranen Flüsse Allier und Loire. *Dysphania ambrosioides* wurde an überraschend vielen Fundstellen nun auch am Unteren Mittelrhein nachgewiesen, was mit einiger Wahrscheinlichkeit auch mit einer Klimaerwärmung in Zusammenhang gebracht werden kann.

WISSKIRCHEN (1995:137) stellt *Dysphania ambrosioides* als bezeichnende Art der submediterranen, wärmeren Zone Mitteleuropas und Südeuropas dar. Zwar hatte ADOLPHI (1996) schon Vorkommen zwischen Köln und Düsseldorf erfasst, so liegen jedoch von der Kartierungen von HACHTEL et al. (1999) und von LAUDAN & RÜTTEN (2009) keine Angaben hinsichtlich *Dysphania ambrosioides* im Bereich Bonn vor. 2011/2012 konnte die Art hingegen in dem betroffenen Raum an zwei und im gesamten Untersuchungsraum an 18 Fundorten nachgewiesen werden. Auch BUCH & KEIL (2012) weisen auf ein vermehrtes Vorkommen dieser Art hin, so dass weiter zu beobachten bleibt, ob eine Klimaänderung eine nördliche Arealerweiterung dieser Art ermöglicht. Hier vorliegende Untersuchungen sehen die Einnischung dieses Neophyten überwiegend im oberen Bereich des Chenopodion.

Inwiefern diese oder andere wärmeliebende Arten wie die südamerikanische Art *Verbena bonariensis* als die Neophyten der Zukunft einzustufen sind, bleibt abzuwarten. In diesem Zusammenhang sei auch auf einen Fund von *Amaranthus tuberculatus* aus der diözischen Untergattung *Acnida* verwiesen, welcher aufgrund (derzeit noch) fehlender Bestäubungspartner als ephemere eingestuft werden muss. Weitere Funde ephemerer und thermophiler Arten liegen mit dem Nachweis von *Physalis philadelphica*, *Physalis peruviana* und *Chenopodium giganteum* vor. LOHMEYER & SUKOPP (1992:124) prognostizieren bei einer Klimaerwärmung die Einbürgerung neben *Cyperus esculentus* auch von *Panicum capillare* und *Eragrostis pectinacea* und betonen hierbei auch die bereits erfolgte Ausbreitung von *Digitaria sanguinalis* und *Echinochloa crus-galli*.

In dem Zusammenhang wird auch das vermehrte Auftreten von **C<sub>4</sub>-Pflanzen** mit einer dem Calvin-Zyklus vorgeschalteten CO<sub>2</sub>-Fixierung als Anpassung an sonnige, warme Standorte diskutiert und werden die Vorkommen von C<sub>4</sub>-Arten als Wärmeindizes und floristische Zeiger eines Klimawandels angesehen (SCHMITZ 2002, LÖSCH et al. 2007).

LOHMEYER & SUKOPP (1992:123) stellten fest, dass zum damaligen Zeitpunkt alle 12 Agriophyten der Bidentetalia C<sub>4</sub>-Pflanzen sind und ansonsten nur noch *Spartina anglica* als C<sub>4</sub>-Pflanze außerhalb der Flussufer anzutreffen ist. Diese kälteempfindlichen Arten auf Standorten mit hoher Lichtintensität, hohen Temperaturen, deutlichem Wassermangel und gegebenenfalls auch hoher Salinität sind unter den Neophyten immer wieder vertreten. BRANDES & SANDER (1995b) finden 1994 an der Elbe auf 582 km 17 C<sub>4</sub>-Arten, während SCHMITZ & LÖSCH (2005) am Niederrhein von 22 C<sub>4</sub>-Arten berichten. Die vorliegende Untersuchung weist nun bereits 25 C<sub>4</sub>-Arten auf (Tab. 25), was als Indiz für eine weitere Ausbreitung von C<sub>4</sub>-Arten infolge eines klimatischen Wandels gesehen werden könnte. Besonders auffällig sind hierbei Bestände im Bereich des rechtsrheinischen Bonn-Beuel (km 653,0-r bis km 654,5-r), welche auf offenen, sonnigen und sandigen Kiesflächen eine deutliche Dominanz von C<sub>4</sub>-Arten, wie *Digitaria sanguinalis*, *Echinochloa crus-galli*, *Setaria pumila*, *Setaria viridis*, *Setaria italica*, *Eragrostis minor* und *Cynodon dactylon* darstellen.

Tabelle 25: C<sub>4</sub>-Arten im Untersuchungsraum

<i>Amaranthus albus</i>	<i>Eragrostis multicaulis</i>
<i>Amaranthus bouchonii</i>	<i>Eragrostis tef</i>
<i>Amaranthus deflexus</i>	<i>Euphorbia peplus</i>
<i>Amaranthus emarginatus</i>	<i>Portulaca grandiflora</i>
<i>Amaranthus hypochondriacus</i>	<i>Portulaca oleracea</i>
<i>Amaranthus powellii</i>	<i>Setaria italica</i>
<i>Amaranthus retroflexus</i>	<i>Setaria pumila</i>
<i>Amaranthus tuberculatus</i>	<i>Setaria verticillata</i>
<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Setaria viridis</i>
<i>Digitaria ischaemum</i>	<i>Sorghum bicolor</i>
<i>Digitaria sanguinalis</i>	<i>Sorghum halepense</i>
<i>Echinochloa crus-galli</i>	<i>Zea mays</i>
<i>Eragrostis minor</i>	

Hinsichtlich der Frequenz ist zu berücksichtigen, dass am Rheinufer eine Vielzahl von Neophyten als unbeständig einzustufen ist und nur wenige Arten invasiven Charakter aufweisen. Als **invasive Arten** werden Neophyten bezeichnet, die unerwünschte Auswirkungen auf andere Arten, Lebensgemeinschaften oder Biotope haben (NEOFLORA 2013). Folgende als invasiv geltende Arten wurden im Rahmen der Kartierarbeiten erfasst (Tab. 26):

Tabelle 26: Invasive Arten im Untersuchungsraum (NEOFLORA 2013)

<i>Acer negundo</i>	<i>Impatiens parviflora</i>
<i>Ailanthus altissima</i>	<i>Lupinus polyphyllus</i>
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	<i>Quercus rubra</i>
<i>Buddleja davidii</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>
<i>Bunias orientalis</i>	<i>Rosa rugosa</i>
<i>Fallopia japonica</i>	<i>Rhus hirta</i>
<i>Fallopia x bohemica</i>	<i>Senecio inaequidens</i>
<i>Helianthus tuberosus</i>	<i>Solidago canadensis</i>
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	<i>Solidago gigantea</i>
<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Symphoricarpos albus</i>

Die potenzielle Invasivität von Neophyten wurde bereits umfangreich in der Literatur (z. B. KOWARIK & BOYE 2003) diskutiert. Ufervegetation als störungsintensive Flächen mit meist auffälliger Herdenbildung von Neophyten stellt hierbei einen Schwerpunkt hinsichtlich potenziell invasiver Arten dar. Die Auswirkungen einzelner potenziell invasiver Arten wird unter Kap. 4.3 diskutiert und soll an dieser Stelle nicht weiter vertieft werden. Festzuhalten ist jedoch, dass viele Neophyten der Flussufer der Klasse Galio-Urticetea angehören und Konkurrenzstrategen nach GRIME (1979) darstellen. Folglich verfügen sie über ein potenzielles Verdrängungspotenzial, fügen sich aber bis auf wenige Arten (insbesondere *Solidago gigantea*, *Impatiens glandulifera* und *Helianthus tuberosus*) fließend in die Struktur bereits existierender Phytozönosen ein. GORISSEN (2010) arbeitete für den Raum Bonn/Rhein-Sieg eine Liste von 65 zukünftig sich wohl weiter stark ausbreitenden Arten heraus, wobei 53 dieser Arten im hier betrachteten Untersuchungsraum am Ufer des Unteren Mittelrheins vorgefunden wurden, was die Bedeutung der Flussufer im stark hemeroben Kontext unterstreicht. Aber auch bei invasiven Arten kann fast nie eine völlige Verdrängung einheimischer Arten beobachtet werden (NEOFLORA 2013, ESER 1999), worauf auch bereits LOHMEYER (1971) und LOHMEYER & SUKOPP (1992) verweisen. Auch KEIL (1999) sieht durch das Eindringen von Neophyten in die Ufervegetation ebenfalls nur eine Verschiebung von Artabundanzen, ohne indigene Vegetation vollständig zu verdrängen und folgert daraus, dass an stark ausgebauten



ten Ufern keine Verdrängung seltener Gesellschaften durch Neophyten beobachtet werden kann. Dies kann am Unteren Mittelrhein ebenso eingeschätzt werden und auch bei genauerer Analyse (siehe Kap. 4.3.4.1) kann keine völlige Verdrängung heimischer Arten aufgrund der Beanspruchung der exakt gleichen ökologischen Nische erkannt werden. TREPL & SUKOPP (1993:128) stellten diesbezüglich fest, dass aufgrund der biogeographischen Position und Geschichte Mitteleuropas eine viel größere Artenzahl vorstellbar wäre und so eine Eingliederung von Neophyten ohne Verlust heimischer Arten denkbar wäre. Anzumerken sei diesbezüglich an dieser Stelle, dass sich eine Vielzahl von Gehölzneophyten des Unteren Mittelrheins bereits vor der Eiszeit in dem Raum befanden, wie z. B. die Gattungen *Ailanthus*, *Catalpa*, *Celtis*, *Deutzia*, *Ficus*, *Juglans*, *Mahonia*, *Morus*, *Philadelphus*, *Platanus* und *Pterocarya* (STORL 2012). Wichtig ist in diesem Zusammenhang auch auf die unterschiedliche regionale Invasivität hinzuweisen. So stellt z. B. BAUMGÄRTEL (2008) am Beispiel von *Acer negundo* im Bereich der Donau bei Wien, aber auch am Oberrhein ein hohes invasives Potenzial fest, welches in anderen Bereichen, wie z. B. am Unteren Mittelrhein (noch) nicht gesehen werden kann.

Eine Schädigung von Ufern durch mangelnde Durchwurzelung und daraus folgender Erosionsgefahr, wie für *Fallopia japonica* oder *Helianthus tuberosus* berichtet wird (LOHMEYER 1971), ist am Unteren Mittelrhein kaum gegeben, da die Ufer überwiegend anthropogen gesichert sind, bzw. die wenigen unverbauten Ufer wiederum überwiegend gehölzbestandene Flachufer darstellen. Allerdings werden in Gewässerpflegeplänen (WAHL 1993) Maßnahmen zur Bekämpfung von Neophyten als Uferschutz vorgeschlagen, wie z. B. durch Mahd, Ausgraben bzw. Verschattung durch Gehölzpflanzung.

Inwiefern hierbei der Rückschluss von der Anwesenheit von Neophyten bzw. von invasiven Neophyten auf die jeweilige Standorthemerobie zu ziehen ist, wird unter Kap. 4.5.2.2 diskutiert.

Nicht nur in Zusammenhang mit hemeroben Einflüssen ist die Frage hinsichtlich der **Ausbreitungsstrategie** wesentlich. Sicherlich sind Flüsse, wie von LOHMEYER & SUKOPP (1992) beschrieben, als "Wanderstraßen von Pflanzen" zu bezeichnen. Wenn auch BRANDES & SANDER (1995b) an der weniger hemeroben Elbe Einwanderungswege einzelner Neophyten nachzeichnen können, so ist dies an einem bereits so stark mit etablierten Neophyten besetzten Gewässer wie dem Unteren Mittelrhein problematisch. Exemplarisch kann an dieser Stelle die Ausbreitung von ***Atriplex micrantha*** am Unteren Mittelrhein angeführt werden. *Atriplex micrantha* breitet sich derzeit deutlich an Autobahnen und weiteren Verkehrswegen aus. Alle drei Nachweise dieser Art erfolgten unter den Rhein querenden Autobahnbrücken. Insofern bleibt hier abzuwarten, inwiefern diese Art sich zukünftig auch an Rheinufern als 'Kreuzungspunkt' von Ausbreitungswegen (GRIESE 1996) ausbreiten wird. SCHMITZ (2002) findet die Art am Rhein an einer Salzverladestelle nördlich von Duisburg und an der Elbe sind bereits 2000 agriophytische Vorkommen bekannt. Allerdings hält der Autor eine Etablierung der Art aufgrund ihrer subkontinentalen Herkunft am subozeanisch geprägten Niederrhein für fraglich. Da der Untere Mittelrhein mehr subkontinentale Elemente aufweist, ist eine zukünftige Etablierung hier durchaus möglich und eine potenzielle Linienmigration am Rheinufer abzuwarten.

Ergänzend zu der Frage inwiefern Neophyten als Hemerobie-Zeiger anzusehen sind (siehe Kap. 4.5.2.2) wird im Folgenden der Frage nach spezifischen Verbreitungsmustern nachgegangen, welche hinsichtlich der Hemerobie vorab zu differenzieren sind. **Lokale Diasporenquellen** sind am Unteren Mittelrhein nur schwer auszumachen; erkennbar sind sie beispielsweise an Vogelfutterstellen, an denen sich insbesondere *Ambrosia artemisiifolia* als Verunreinigung (LÖSCH et al. 2009b) bis zu 1 km stromabwärts aufgrund von Hydrochorie ausbreitet (z. B. Bonn-Beuel; km 653,7-r). Von den 208 Neophyten sind 6 Arten regelmäßig an Vogelfutterplätzen zu finden: *Cannabis sativa*, *Ambrosia artemisiifolia*, *Fagopyrum esculentum*, *Phalaris canariensis*, *Setaria italica* und *Sorghum bicolor*. 8 Kulturpflanzen und mindestens **127 Gartenpflanzen (= 62 % aller Neophyten)** unterstreichen die Bedeutung

der gartenbaulichen Kultur. BRANDES & SANDER (1995b) fanden diesbezüglich an der Elbe lediglich 43 % Gartenpflanzen unter den nachgewiesenen Neophyten.

Hinsichtlich lokaler Diasporenquellen sind sicherlich die gehäuft Vorkommen von *Asparagus officinalis* in Bereichen mit Gemüsebau wie z. B. auf der Insel Niederwerth zu erkennen, bzw. besonders ortsnah die Etablierung von *Platanus x hispanica* unterhalb mit Platanen bepflanzten Promenadenufern. Die bereits häufiger beschriebenen ephemeren Vorkommen von *Solanum lycopersicum* (LOHMEYER & SUKOPP 1992) im Bereich von Abwassereinleitungen konnte nur in geringem Umfang und zumeist im Zulauf kleinerer Bäche beobachtet werden (z. B. Kaltenbach bei km 620,75-r), was auf eine deutlich verbesserte Wasserqualität der Zuflüsse zurückzuführen ist. CASPERS (1986) nennt 1984 am Niederrhein noch dominante Bestände von *Solanum lycopersicum* an schlammigen Standorten.

**Häfen** als direkte Diasporenquellen, wie bei SCHMITZ (2002:108) angedeutet, sind am Unteren Mittelrhein kaum nachweisbar. Der zweitgrößte rheinland-pfälzische Rheinhafen in Andernach weist ein höheres Neophytenpektrum auf, wie z. B. Vorkommen von *Puccinellia distans* mit dem indigenen *Chenopodium glaucum* im Bereich einer Salz-Verladestelle und das zerstreute Vorkommen der Epökophyten *Bromus japonicus*, welche BRANDES (2002) als charakteristische Hafenpflanze einstuft. Auch ist im Bereich einer Getreideverladestelle kleinflächig eine reichhaltige Ackerbegleitvegetation aus Agriophyten entstanden, welche neben den gängigen Getreidearten auch *Alopecurus myosuroides*, *Papaver rhoeas*, *Cyanus segetum*, *Matricaria chamomilla* und *Apera spica-venti* enthält. Insofern wird die lokale Hafenflora deutlich von den umgeschlagenen Gütern charakterisiert, ohne dass allerdings eine Strahlwirkung solcher stark hemeroben Strukturen als Diasporenquelle zu erkennen ist. Diesbezüglich weisen BRANDES & SANDER (1995b) darauf hin, dass Änderungen in Transport- und Lagerungslogistik sowie eine zunehmende Unkrautbekämpfung im Bereich der Häfen die Bedeutung von Xenophyten deutlich gemindert hat. Ergänzend hierzu betonen KEIL & LOOS (2002) pauschal die zunehmende Bedeutung von Ergasiophygophyten gegenüber Xenophyten. Zudem sind Flusshäfen meist auch nicht durch Hochwasser betroffen, so dass die Etablierung bzw. der Transport hydrochorer Neophyten reduziert ist.

Der Frage, ob die unmittelbare Nähe von **Gärten oder Besiedlung** im Uferumfeld des Unteren Mittelrheins als lokale Diasporenquelle einen Einfluss auf die Anzahl der Neophyten in den Vegetationsaufnahmen hat, wird in Tab. 27 nachgegangen. Hierbei wird das Uferumfeld auf einer Breite von 200 m an den Ufern des Unteren Mittelrheins in stark besiedelten Bereichen betrachtet und dabei keine erhöhten Neophytenzahlen nachgewiesen. BRANDES & SANDER (1995b) sehen wiederum an der allerdings naturnäheren Oberelbe einen erhöhten Neophyteneintrag im Bereich angrenzender Gärten und auch LUDEWIG (1999:28) berichtete von besonders dominanten *Impatiens glandulifera*-Beständen an Ufern in unmittelbarer Nähe von Gartenanlagen. BRANDES & OPPERMAN (1994) stellten aber auch fest, dass an der Weser liegende Ortschaften sich kaum durch einen höheren Neophytenbestand auszeichnen. Von einem geringfügig höheren Neophytenanteil an siedlungsnahen Flussufern können die Autoren flussabwärts von der betreffenden Siedlung keinen Strahleffekt ausmachen. GROTE (2001:145) schließt von seinen Untersuchungen an der Oker bezüglich der Neophytenverbreitung ebenfalls auf einen **diffusen Diasporeneintrag**. Eine bereits langfristig erhöhte hemerobe Belastung, wie sie am Unteren Mittelrhein verglichen mit weiten Bereichen der Elbe vorzufinden ist, wird sicherlich auch vorhandene punktuelle Quellen z. B. durch angrenzende Gärten überprägen.

Tabelle 27: Anzahl an Neophyten in Vegetationsaufnahmen mit Gärten und Bebauung im Uferumfeld

Gärten und Bebauung im Uferumfeld von 200 m...	Anzahl Aufnahmen	Mittlere Neophytenzahl pro Aufnahme
... von $\pm 90$ %	76	3,01
... von $\pm 70$ %	152	3,05
... von $\pm 50$ %	213	3,00
... von $\pm 30$ %	277	3,06
keine Gärten u. Bebauung im Untersuchungsraum	422	3,16
gesamter Untersuchungsraum	750	3,12

Auch spricht für einen diffusen Diasporeneintrag die Lage von besonders neophytenreichen Standorten am Rhein im Bereich von angeströmten Inselabschnitten. Dies wird u. a. durch den Neophytenreichtum auf dem Weißenthurmer Werth bestätigt, welches selber öffentlich nicht zugänglich ist und insbesondere im südlichen Anströmungsbereich eine Vielzahl von hydrochor verbreiteten Neophyten aufweist wie *Verbena bonariensis*, *Eryngium planum*, *Portulaca grandiflora*, *Amaranthus tuberculatus*, *Cyperus eragrostis* etc., welche zumeist im Bereich der Bidentetea vorgefunden werden.

Ausgehend von einem diffusen Diasporeneintrag stellt sich in Kap. 4.5.2.2 die Frage, inwiefern hemerobe Strukturen die Ausbreitung von Neophyten unterstützen, wobei vorab weitere standörtliche Parameter zu differenzieren sind. So stellen SCHMITZ & LÖSCH (2005:63) eine Konzentration von Neophyten an den naturnahen **Gleithängen** des Niederrheins fest und weisen als Neophyten an meist verbauten Prallhängen regelmäßig nur *Cuscuta lupuliformis* nach.

Bei vorliegender Arbeit wurde der Zusammenhang zwischen der Neophytenzahl in den Vegetationsaufnahmen in Abhängigkeit von Prall- bzw. Gleithangsituationen geprüft (Abb. 13). Als Parameter für Prall- bzw. Gleitufer wurden die jeweiligen Abstände der Untersuchungspunkte der Hemerobie-Kartierung verwandt, welche bei geradem Rheinverlauf 50 m betragen, in Prallhangsituationen > 50 m und in Gleithangsituationen < 50 m betragen. Abbildung 13 stellt die Situation am Unteren Mittelrhein dar, wobei mit einem Korrelationskoeffizient von lediglich 0,09 keine Korrelation zwischen Rheinverlauf und Neophytenanzahl festgestellt werden kann. Hierbei ist im Vergleich zu der Situation am Niederrhein der deutlich geradere Rheinverlauf, aber vor allem der durchgängige Verbau auch der Gleitufer zu beachten, welche am Niederrhein teils deutlich naturnäher und struktureicher vorzufinden sind.

Abschließend sei bezüglich der Neophyten-Vorkommen am Unteren Mittelrhein auf die auffällig unterschiedliche **Dominanz von Neophyten in den noch vorhandenen Auenwald-Fragmenten** hingewiesen. Auch durch klonales Wachstum indigener, aber auch neophytischer Arten besteht hier eine hohe Tendenz zur Dominanzbildung. Während die naturnahen Auenwaldbereiche des Nemedyer Werthes deutlich von dem Therophyten *Impatiens glandulifera* geprägt sind, mischt sich, wie bereits LOHMEYER (1975) beschreibt, an der Ahrmündung auffällig viel *Helianthus tuberosus* hinzu. Hingegen spielt neben *Impatiens glandulifera* nur im Naturschutzgebiet Graswerth auch *Fallopia japonica* eine bedeutendere Rolle. Ob diese Auffälligkeiten immer mit standörtlichen Unterschieden zu erklären sind, mag bezweifelt werden. Gegebenenfalls ist die Erstankunft dieser dominierenden Neophyten ausschlaggebend. Insofern ist angesichts offensichtlich ähnlicher Standortparameter bei der Betrachtung von Neophyten als Hemerobie-Zeiger auch der Standortfaktor „Zufall“ (CASPER 1986) zu berücksichtigen.

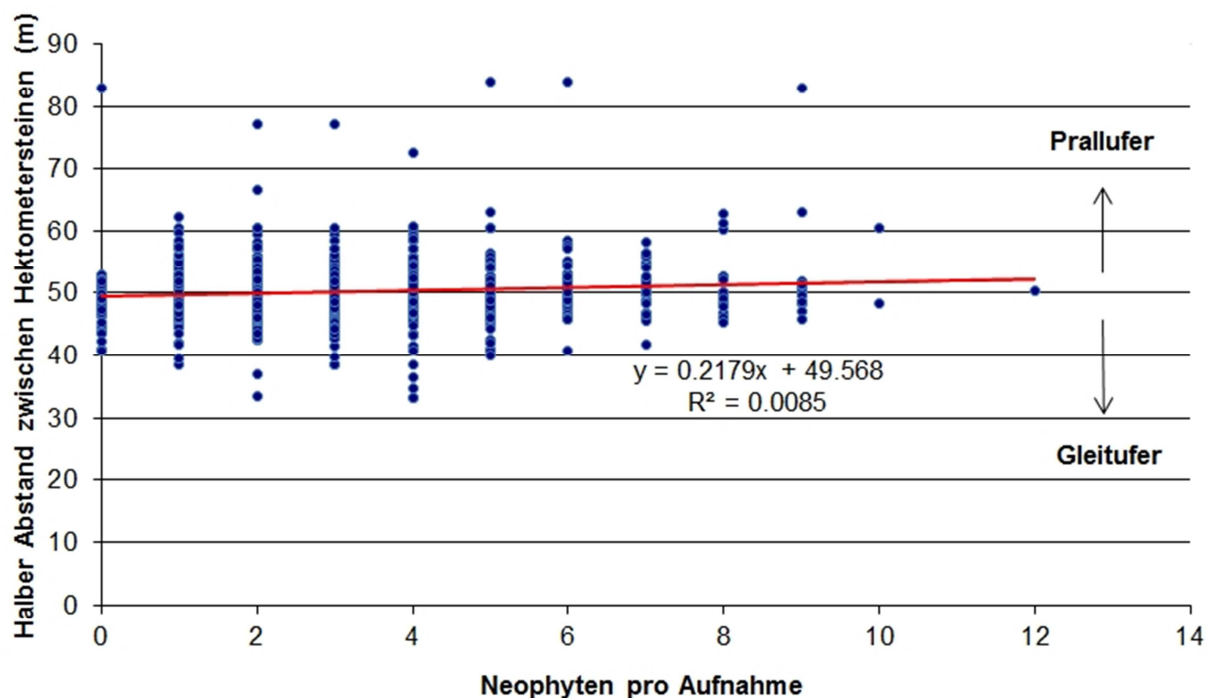


Abbildung 13: Neophytenanzahl der Vegetationsaufnahmen in Abhängigkeit vom Rheinverlauf; Bestimmtheitsmaß  $R^2$  von 0,0085 (t-Test:  $p < 0,01$ )

Hingegen sind die Auenwaldfragmente südlich der Wiedmündung (km 609,0-610,0-r) überwiegend mit *Urtica dioica* bewachsen, was hier allerdings mit der relativ geringen Überschwemmungshäufigkeit des hoch gelegenen Waldbereiches begründet werden kann. Diese sind nur wenig von dem hydrochoren Ausbreitungsmechanismus z. B. von *Impatiens glandulifera* betroffen und eher als historische Weichholzaue zu betrachten. Der Bereich wurde durch die erfolgten Flussausbaumaßnahmen bzw. mit dem damit verbundenen niedrigeren Wasserstand aufgrund der Sohlenerosion in hohem Maße von der Flussdynamik abgeschnitten.

#### 4.2.4 Wirtsabhängigkeit von *Cuscuta* div.

Im Untersuchungsraum konnten drei Arten der schmarotzenden Gattung *Cuscuta* nachgewiesen werden. Hierbei ist *Cuscuta europaea* indigen und sind *Cuscuta lupuliformis* sowie *Cuscuta gronovii* als neophytisch einzustufen. Beide letzteren treffen verglichen mit ihrem Ursprungsorten am Unteren Mittelrhein auf ein abweichendes Wirtspflanzenspektrum, worauf bereits SCHMITZ & LÖSCH (1995) bei Untersuchungen an den *Cuscuta*-Arten am Niederrhein hinwiesen.

Die wärmeliebende Art ***Cuscuta lupuliformis*** ist kontinentaler Herkunft (OBERDORFER 2001) und am Unteren Mittelrhein als jungneochor einzustufen. Ab 1922 wird die Stromtalart an der Mosel beobachtet, wobei die Einwanderung mit Bindeweiden im Weinbau in Zusammenhang gebracht wird (ZILLIG 1942 zit. in SCHMITZ & LÖSCH 1995). LOHMEYER (1975) wies darauf hin, dass 1926 am Mittelrhein noch keine Nachweise von *Cuscuta lupuliformis* vorlagen, was eine Einwanderung von der Mosel wahrscheinlich macht. Die Art schmarotzt überwiegend auf Arten der Salicaceae und Rosaceae (SEBALD et al. 1996). ALBERTERNST & TREMP (2001) untersuchten Wirtspflanzen von *Cuscuta lupuliformis*, wobei neben Gehölzen auch einige krautige Arten angegeben wurden, und finden so 65 Wirtspflanzen aus verschiedenen Familien, ohne allerdings quantitative Aussagen zu treffen. Zudem berichteten LÖSCH et al. (1995) von einer effektiveren Diasporenausbreitung bei *Cuscuta lupuliformis* verglichen mit *Cuscuta europaea* aufgrund einer besseren Schwimmfähigkeit der Diasporen.

Von SCHMITZ & LÖSCH (1995) wird *Rubus caesius* als Hauptwirt für *Cuscuta lupuliformis* angegeben und auf ein vermehrtes Vorkommen von *Cuscuta lupuliformis* an Prallufern mit den dort vorzugsweise verbauten, steilen Ufern und der Präferenz von *Rubus caesius* für diese verbauten Bereiche in Verbindung gebracht. Aus diesen artspezifischen Wirtspräferenzen leiten selbige Autoren das ‚*Cuscuta lupuliformis*-Rubetum caesii ass. nov.‘ (siehe Kap. 4.3.4.1) als eine eigene syntaxonomische Einheit ab, welche hinsichtlich der Höhe über dem Mittelwasserspiegel auf der Höhe des *Cuscuta*-*Convolvulum* zu positionieren wäre, allerdings als sehr heliophil einzustufen ist.

***Cuscuta europaea*** als indigene Art ist hingegen als subozeanisch-subkontinental einzustufen, wobei in der Literatur *Urtica dioica* als der wichtigste Wirt angegeben wird (LÖSCH et al. 1995). Wie SCHMITZ & LÖSCH (1995) beschreiben, tritt diese Art im Vergleich mit den anderen beiden *Cuscuta*-Arten, und wie auch am Unteren Mittelrhein beobachtet, mehr vereinzelt und nestartig auf.

***Cuscuta gronovii*** ist aus dem östlichen Nordamerika eingeschleppt und zeigt ebenso wie *Cuscuta lupuliformis* eine enge Bindung an Flüssen. Die Art wird von SCHMITZ & LÖSCH (1995) allerdings am Niederrhein wesentlich seltener als zuvor genannte *Cuscuta*-Arten beobachtet. Die Autoren suchten am Niederrhein auf ca. 140 km nach *Cuscuta*-Arten und fertigten 112 Vegetationsaufnahmen an, von denen lediglich 4 Aufnahmen *Cuscuta gronovii* enthielten.

In vorliegender Untersuchung konnte hinsichtlich der **Frequenz** in den Vegetationsaufnahmen *Cuscuta europaea* 166 mal, *Cuscuta gronovii* 80 mal und *Cuscuta lupuliformis* 67 mal nachgewiesen werden, so dass die prozentualen Verhältnisse wie folgt vorliegen: 53 % *Cuscuta europaea*, 26 % *Cuscuta gronovii* und 21 % *Cuscuta lupuliformis*.

Die Untersuchungen von HACHTEL et al. (1999) an den Rheinufern im Bonner Raum ergaben diesbezüglich Verhältnisse von 46 % *Cuscuta europaea*, 39 % *Cuscuta lupuliformis* und 14 % *Cuscuta gronovii*, so dass bei letzten beiden Arten eine deutliche Verschiebung der Frequenzen zu nun vorliegenden Untersuchungen festzustellen ist. Insbesondere verglichen mit der ausführlichen Untersuchung von SCHMITZ & LÖSCH (1995) am Niederrhein, wo *Cuscuta gronovii* noch deutlich seltener nachgewiesen wurde, kann von einer weitergehenden Ausbreitung von *Cuscuta gronovii* ausgegangen werden.

Von besonderem Interesse sind neben den Frequenzen die **Wirte** der jeweiligen *Cuscuta*-Art:

Wie bereits beschrieben, stellen SCHMITZ & LÖSCH (1995) für ***Cuscuta lupuliformis*** *Rubus caesius* als Hauptwirt dar, während LOHMEYER & SUKOPP (1992:46) noch beschreiben, dass *Cuscuta lupuliformis* häufiger auf *Solidago gigantea* schmarotzt, was bei vorliegender Studie allerdings nicht beobachtet werden konnte. Anzuchtversuche von SCHMITZ & LÖSCH (1995) zeigten, dass *Cuscuta europaea* nicht auf *Rubus caesius* schmarotzt, *Cuscuta lupuliformis* hingegen auf *Rubus caesius* und *Urtica dioica* parasitieren kann, was hiesige Beobachtungen im Gelände ebenfalls bestätigen. SCHMITZ & LÖSCH (1995) beschreiben diesbezüglich, dass *Cuscuta lupuliformis* von *Rubus caesius* auch auf Pappeln und Weiden übergreift. Am Unteren Mittelrhein konnte dies, aber auch ein direkter Befall von Pappeln und Weiden beobachtet werden, auch wenn letzteres keimungsbiologisch wegen der größeren Stammdicke unwahrscheinlicher ist. Ebenso konnte das Übergreifen von *Cuscuta lupuliformis* von *Rubus caesius* auf krautige Arten wie *Vicia cracca* und *Urtica dioica* am Unteren Mittelrhein beobachtet werden.

Hinsichtlich der hier vorliegenden Untersuchung sind von 67 Vegetationsaufnahmen mit *Cuscuta lupuliformis* 59 Vegetationsaufnahmen mit der allerdings mehr oder weniger ubiquitären Art *Rubus caesius* bewachsen. Auffällig sind Dominanzbestände von *Rubus caesius*,

welche fast ausschließlich nur noch von *Cuscuta lupuliformis* als Begleiter bewachsen sind, was insofern die Beobachtungen von SCHMITZ & LÖSCH (1995) am Niederrhein unterstützt.

Hinsichtlich der 166 Vegetationsaufnahmen mit *Cuscuta europaea* weisen 80 Vegetationsaufnahmen ein Vorkommen von *Urtica dioica* als Hauptwirt auf.

Betreffs der Vorkommen von *Cuscuta gronovii* wurden bei 80 Vegetationsaufnahmen 66 Vegetationsaufnahmen auch mit *Solidago gigantea* vorgefunden.

Zur deutlicheren Klärung der Wirtsspezifität von *Cuscuta*-Arten am Unteren Mittelrhein wurden **außerhalb der pflanzensoziologischen Erhebungen** 500 Standorte von *Cuscuta* div. hinsichtlich ihrer Wirte untersucht (siehe Kap. 3.2.4), wobei darauf geachtet wurde, alle Arten ungefähr in gleichem Umfang zu untersuchen. Unklare Zugehörigkeiten zum Wirt, wie Situationen in denen *Cuscuta lupuliformis* von niederliegenden *Rubus caesius* auf hochwüchsigeren, krautigen Wirten übergeht, wurden ausgenommen. Die Untersuchungen ergeben folgende Situation (Tab. 28).

Tabelle 28: Wirtsspezifität von *Cuscuta lupuliformis*, *Cuscuta gronovii* und *Cuscuta europaea*

Wirt	<i>Cuscuta lupuliformis</i>		<i>Cuscuta gronovii</i>		<i>Cuscuta europaea</i>	
<i>Rubus caesius</i>	95	59,4 %				
<i>Populus x canadensis</i>	13	8,1 %				
<i>Rosa canina</i>	6	3,8 %				
<i>Salix fragilis</i>	6	3,8 %				
<i>Salix x rubens</i>	5	3,1 %				
<i>Crataegus monogyna</i>	3	1,9 %				
<i>Prunus spinosa</i>	3	1,9 %				
<i>Fraxinus excelsior</i>	3	1,9 %				
<i>Clematis vitalba</i>	3	1,9 %	1	0,6 %	2	1,1 %
<i>Rosa rugosa</i>	2	1,3 %				
<i>Ulmus minor</i>	2	1,3 %				
<i>Sambucus nigra</i>	2	1,3 %				
<i>Valeriana excelsa</i>	1	0,6 %				
<i>Salix purpurea</i>	1	0,6 %				
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	1	0,6 %				
<i>Robinia pseudoacacia</i>	1	0,6 %				
<i>Fallopia japonica</i>	1	0,6 %				
<i>Corylus avellana</i>	1	0,6 %				
<i>Cornus sanguinea</i>	1	0,6 %				
<i>Acer campestre</i>	1	0,6 %				
<i>Solidago gigantea</i>			108	64,7 %	26	14,9 %
<i>Symphyotrichum spec.</i>			12	7,2 %	2	1,1 %
<i>Artemisia vulgaris</i>	1	0,6 %	10	6,0 %	16	9,2 %
<i>Achillea ptarmica</i>			6	3,6 %	4	2,3 %
<i>Impatiens glandulifera</i>			4	2,4 %		
<i>Symphyotrichum x salignum</i>			3	1,8 %	1	0,6 %
<i>Convolvulus arvensis</i>			2	1,2 %		

Tabelle 28: Wirtsspezifität von *Cuscuta lupuliformis*, *Cuscuta gronovii* und *Cuscuta europaea* (Fortsetzung)

Wirt	<i>Cuscuta lupuliformis</i>		<i>Cuscuta gronovii</i>		<i>Cuscuta europaea</i>	
<i>Senecio inaequidens</i>			2	1,2 %		
<i>Stachys palustris</i>			1	0,6 %	1	0,6 %
<i>Trifolium pratense</i>			1	0,6 %		
<i>Symphyotrichum parviflorum</i>			1	0,6 %		
<i>Medicago x varia</i>			1	0,6 %		
<i>Lycopus europaeus</i>			1	0,6 %		
<i>Lactuca serriola</i>			1	0,6 %		
<i>Inula britannica</i>			1	0,6 %		
<i>Galeopsis tetrahit</i>			1	0,6 %	1	0,6 %
<i>Erigeron annuus</i>			1	0,6 %		
<i>Arctium lappa</i>			1	0,6 %		
<i>Urtica dioica</i>	2	1,3 %			50	28,7 %
<i>Tanacetum vulgare</i>			2	1,2 %	23	13,2 %
<i>Vicia cracca</i>	6	3,8 %	2	1,2 %	17	9,8 %
<i>Humulus lupulus</i>					9	5,2 %
<i>Achillea millefolium</i>			2	1,2 %	6	3,4 %
<i>Cirsium arvense</i>			2	1,2 %	4	2,3 %
<i>Helianthus tuberosus</i>			1	0,6 %	3	1,7 %
<i>Dipsacus fullonum</i>					1	0,6 %
<i>Lysimachia vulgaris</i>					1	0,6 %
<i>Saponaria officinalis</i>					1	0,6 %
<i>Salix alba</i>					1	0,6 %
<i>Rorippa austriaca</i>					1	0,6 %
<i>Melilotus albus</i>					1	0,6 %
<i>Lepidium latifolium</i>					1	0,6 %
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>					1	0,6 %
<i>Arrhenatherum elatius</i>					1	0,6 %
Summe	160		167		174	

Die Wirtsspezifität der *Cuscuta*-Erhebungen geben in ähnlicher Schärfe die völlig getrennt hiervon erhobenen Auswertungen der pflanzensoziologischen Vegetationsaufnahmen wieder. Werden im Programm JUICE (siehe Kap. 4.4.2.1) die Treue-Werte ( $u_{hyp}$ ) und die gemeinsamen Vorkommen von *Cuscuta* div. und betreffenden Wirt („co-occurrence“) der Vegetationsaufnahmen ausgewertet, ergibt sich folgendes Bild:

*Cuscuta gronovii* – *Solidago gigantea*:

% co-occurrence: 82,5

Treue (Interspecific Association) auf Basis  $u_{hyp} = 7,06$

*Cuscuta lupuliformis* – *Rubus caesius*:

% co-occurrence: 88,10

Treue (Interspecific Association) auf Basis  $u_{hyp} = 4,17$

*Cuscuta europaea* – *Urtica dioica*:

% co-occurrence: 47,6

Treue (Interspecific Association) auf Basis  $u_{hyp} = 2,06$



In der Summe zeigen die Ergebnisse eine ungefähr gleichermaßen starke Bindung von *Cuscuta lupuliformis* an *Rubus caesius* sowie *Cuscuta gronovii* an *Solidago gigantea*, während *Urtica dioica* für *Cuscuta europaea* zwar der wichtigste Wirt ist, allerdings in deutlich geringerem Ausmaße. Ein deutlicher „*Cuscuta*-Befall“ in Dominanzbeständen einer Art, wie es häufig bei den hier festgestellten Wirten der Fall ist, lässt eine erfolgreiche Parasitierung sehr wahrscheinlich erscheinen. An diesem Punkt ist die Keimungsbiologie von *Cuscuta*-Arten von Interesse, wobei der sich aus dem Samen entwickelnde Keimling innerhalb weniger Tage seine Wirtspflanze finden muss, da er sonst abstirbt. Dies hat wiederum den Effekt, dass insbesondere dichte Bestände von Wirtspflanzen mit hoher Dominanz parasitiert werden.

Genauere Aussagen über geeignete Wirtspflanzen für die schmarotzenden *Cuscuta*-Arten bedürfen einer weitergehenden Überprüfung durch Beobachtung des Parasiten auf monokulturell gehaltenen Versuchspflanzen. Allerdings zeigt sich offensichtlich für *Cuscuta gronovii* ein Wechsel der Wirtsbindung mit zunehmender Etablierung am Unteren Mittelrhein, da von weiteren Autoren die Wirtsbindung dieser Art deutlich anders eingeschätzt wurde. Verglichen mit älteren Angaben von Autoren können adaptive Prozesse hinsichtlich der Wirtsspezifität vermutet werden. Die Beobachtung von *Symphyotrichum*-Arten an der Mosel als Hauptwirt von *Cuscuta gronovii* (LOHMEYER & SUKOPP 1992) kann am Unteren Mittelrhein ebenso nicht bestätigt werden wie die Feststellung von OBERDORFER (1993a:155), dass *Cuscuta gronovii* vorwiegend auf *Urtica dioica* parasitiert. Auch wenn alle hier nun dargestellten Beobachtungen nicht zwangsweise auf eine erfolgreiche Parasitierung schließen lassen, sind die unterschiedlichen Mengenverhältnisse im Gelände offensichtlich. An diesem Punkt ist eine Gesellschaft des ‚*Cuscuta gronovii*-*Solidaginetum gigantea* ass. nov.‘ zu postulieren und deren weitere Entwicklung zu beobachten. Als Typusaufnahme würde die Aufnahmenummer 651 dienen.

Die Ursprungsareale von *Cuscuta gronovii* und *Solidago gigantea* in Nordamerika zeigen Gebiete gemeinsamen Vorkommens, so dass trotz einer breiten Palette an unterschiedlichen Wirten auch dort eine solche originäre Wirt-Parasit-Beziehung zwischen beiden Arten vorzufinden ist (SCHOOLMASTER 2004). Folglich ist die Aussage von SCHMITZ & LÖSCH (1995), dass *Cuscuta gronovii* am Rhein ein völlig anderes Wirtspflanzenspektrum als in der Heimat antrifft diesbezüglich zu relativieren. Auch in Anbetracht einer deutlichen Zunahme beider Arten am Unteren Mittelrhein mag an dem Punkt in Erwägung gezogen werden, inwiefern *Cuscuta gronovii* und *Solidago gigantea* aufgrund ihrer Herkunft eine gewisse Affinität mit sich bringen. Der Nachweis von RUNYON et al. (2006), dass von der Wirtspflanze flüchtig abgegebene Inhaltstoffe eine gezielte Bewegung von *Cuscuta*-Keimlingen bewirken, legt hierbei die Vermutung nahe, dass *Cuscuta gronovii* „gezielt“ *Solidago gigantea* als Wirt präferiert. KRUMBIEGEL (2007) führt ähnliche Überlegungen hinsichtlich des Parasit-Wirt-Bezugs des nordamerikanischen Neophyten *Cuscuta campestris* mit der an der Elbe vorkommenden, und nordamerikanischen *Xanthium*-Arten nahe stehenden, *Xanthium albinum* an und vermutet basierend auf den geographischen Herkunft eine Begünstigung des Etablierungserfolges. Die hier vorgestellten Beobachtungen sollten in Anzuchtversuchen hinsichtlich der Wirtsspezifität weiter untersucht werden.

Dem Hinweis von BRANDES & SANDER (1995b) hinsichtlich einer möglichen Verwechslung von *Cuscuta gronovii* und der z. B. an der Elbe häufigeren *Cuscuta campestris* wurde am Unteren Mittelrhein nachgegangen. Der Verfasser fand *Cuscuta campestris* z. B. in der Umgebung von Andernach, allerdings konnte kein Vorkommen am unmittelbaren Ufer des Unteren Mittelrheintals von *Cuscuta campestris* nachgewiesen werden. In der Literatur sind von LOHMEYER (1970a) zwei Funde dieser Art im Untersuchungsraum dokumentiert. Inwiefern die Seltenheit dieser Art mit dem Fehlen des wichtigen Wirts *Xanthium albinum* (BRANDES & SANDER 1995b) in Zusammenhang steht, wäre zu klären. Allerdings werden von KRUMBIEGEL (2007) auch die am Unteren Mittelrhein vorkommenden *Rorippa sylvestris* und *Persicaria lapathifolia* als Wirte angegeben.



Nachteilige Auswirkungen der *Cuscuta*-Bestände, wie die Feststellung von LOHMEYER & SUKOPP (1992), dass *Cuscuta lupuliformis* *Salix*-Wirte auch zum Absterben bringen können, sind am Unteren Mittelrhein nicht zu beobachten. Auch ALBERTERNST & TREMP (2001) untersuchten den Einfluss der *Cuscuta*-Arten auf *Fallopia japonica* und konnten keine Schwächung erkennen. Ob durch das Zurückdrängen von *Urtica dioica* durch Agriophyten wie *Solidago gigantea* und *Helianthus tuberosus* eine Abnahme von *Cuscuta europaea* verbunden ist, wie sie LOHMEYER & SUKOPP (1992:46) vermuten, ist am Unteren Mittelrhein aufgrund der Vielzahl an anthropogenen und natürlichen Störungen kaum zu beurteilen.

### 4.3 Pflanzensoziologische Klassifikation nach Braun-Blanquet

Eine Klassifikation der biotischen Untersuchungsergebnisse ist erforderlich, um die Daten mit der Hemerobie-Kartierung abzugleichen und mögliche ökologische Parameter hinsichtlich der Hemerobie eines Standortes zu identifizieren.

Im Rahmen der Untersuchungen wurden 750 pflanzensoziologische Vegetationsaufnahmen am Unteren Mittelrhein durchgeführt. Die Aufnahmen sind im Folgenden syntaxonomisch im Sinne des Braun-Blanquet-Systems beschrieben, wobei als Bezugsbasis überwiegend die Standardliste der Pflanzengesellschaften Deutschlands (FLORAWEB 2013) verwandt wurde und abweichende Darstellungen von Gesellschaften explizit angeführt werden. Habitatspezifische und kennartenlose Basalgemeinschaften bzw. ranglose Gesellschaften wurden gleichrangig zu Assoziationen beschrieben und hinsichtlich der Auswertung deduktiv in der jeweiligen syntaxonomischen Ebene des hierarchischen Systems eingestuft (siehe Anlage 3). Autorenzitate der syntaxonomischen Einheiten werden angeführt, wenn sie zum inhaltlichen Verständnis hilfreich erscheinen.

Die Zonierung der Ufer größerer Fließgewässer wurde bereits von vielen Autoren skizziert. In Anlehnung an Arbeiten von KRAUSE (1990b), aber auch unter Berücksichtigung der Arbeiten von DIERSCHKE et al. (1983) und WILLMANN (1998) kann eine grobe Zonierung der Rheinufer am Unteren Mittelrhein wie folgt zusammengefasst werden:

1. Unterhalb des Mittelwasserspiegels: annuelle Vegetation der Bidentetea
2. Mittelwasserspiegelbereich bzw. knapp darüber: ausdauernde Vegetation amphibischer Arten, v. a. Flutrasen der Potentillo-Polygonetalia bzw. des Phalaridetum arundinaceae
3. Oberhalb des Mittelwasserbereiches: Gehölze des Salicetum triandrae als Schlussgesellschaft bzw. Convolvuletalia-Gesellschaften
4. Unterer Sommerhochwasserbereich: Weichholzaue der Salicetea purpureae bzw. Convolvuletalia-Gesellschaften
5. Oberer Sommerhochwasserbereich: Hartholzaue des Alno-Ulmion bzw. Chaerophylletum bulbosi als Ersatzgesellschaft

Die maximale Stetigkeit weist *Rubus caesius* mit 65 % auf, so dass insgesamt gesehen von einem sehr heterogenen Datensatz ausgegangen werden kann.

Im Folgenden werden die Pflanzengesellschaften am Ufer des Unteren Mittelrheins beschrieben, wobei der Schwerpunkt auf der regionalen Ausprägung gelegen ist. Einzelne charakteristische Gesellschaften werden durch exemplarische Vegetationsaufnahmen dokumentiert; sämtliche Aufnahmen sind als Anlage 3 beigelegt. Aufgrund der konsequent randomisierten Flächenauswahl werden nicht erfasste, im Gelände aber deutlich zu beobachtende Gesellschaften explizit erwähnt. Hierbei sind mittels Vegetationsaufnahmen erfasste Gesellschaften unterstrichen hervorgehoben. Es sei an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen, dass nicht die Vollständigkeit aller im Raum vorhandenen Pflanzengesellschaften das Ziel der Untersuchung ist, sondern die Korrelation von Hemerobie-Parametern und biotischen Clustern hinsichtlich einer Kausalanalyse.

### 4.3.1 Bidentetea tripartitae

Nitrophytische Annuellenfluren unterhalb der Mittelwasserlinie auf periodisch trocken fallenden, schlammig-sandigen oder auch kiesigen Böden werden in der Klasse Bidentetea tripartitae zusammengefasst. Innerhalb dieser Klasse stehen den gut durchlüfteten Sand- und Kiesböden an Flussufern (Verband Chenopodion) die schlecht durchlüfteten bis sauerstofffreien Schlamm Böden mit hohem Anteil organischer Stoffe an zumeist stehenden Gewässern gegenüber (Verband Bidention). WISSKIRCHEN (1995:1) beschreibt die Standorte dieser Dauerpioniergesellschaften treffend als „luxuriös“ hinsichtlich Licht, Nährstoffen, Wasserversorgung und gleichzeitig als „unsicher“ hinsichtlich der jederzeit eintretenden Hochwasserdynamik.

#### 4.3.1.1 Bidentetalia tripartitae

Die Klasse ist in zwei Verbände untergliedert, so dass Klassen- und Ordnungscharakterarten identisch sind.

#### Bidention tripartitae

Dieser Verband mit typischen Gesellschaften von Randbereichen austrocknender Stillgewässer auf schlammigen Böden mag auf den ersten Blick am Fließgewässer Rhein verwundern. Sie konnten im Bereich von Bühnenfeldern und im Bereich des Altarmes bei Namedy (km 615,0-615,5-l) nachgewiesen werden, insbesondere aber auf den stromabgewandten Seiten der Rheininseln. Diese Bereiche leiten zu den Stillwasserbereichen über, wobei hier insbesondere die vom Hauptstrom abgelegenen und verlandeten Bühnenfelder hervorzuheben sind wie z. B. am Weißenthurmer Werth. Bereits WISSKIRCHEN (1995:256) wies darauf hin, dass Gesellschaften des Bidention sehr wohl auch an größeren Flüssen entwickelt sein können, wenn die passenden Standorte vorzufinden sind, wie dies am Mittelrhein „Rinnen und Kolken, schlammige Altwasserufer“ darstellen.

Enge verwandtschaftliche Beziehungen bestehen selbstverständlich vom Bidention zum Chenopodion, wie zu dem Phragmition (bzw. dem ehemaligen Phalaridion) aufgrund ähnlicher Standorte und hier vorliegender sukzessiver Übergänge. Die Gesellschaften des Bidention sind dabei verglichen mit dem Chenopodion artenärmer und deutlich weniger von ruderalen Begleitern z. B. der Artemisietea durchsetzt. In vorliegender Untersuchung stehen 10 Aufnahmen des Bidention mit durchschnittlich 17 Arten 15 Aufnahmen des Chenopodion mit durchschnittlich 25 Arten gegenüber. Als Kennarten wurden am Unteren Mittelrhein *Persicaria hydropiper*, *Persicaria mitis* und *Rorippa palustris* nachgewiesen, während das Vorkommen von *Bidens cernuus*, *Bidens connatus*, *Ranunculus sceleratus* und *Bidens radiatus* nur in Einzelfunden bestätigt werden konnte. Der einzige Fund der namensgebenden Art *Bidens tripartitus* war der Standort eines Flutrasens des Potentillion-Verbandes.

#### Bidenti-Polygonetum hydropiperis Lohmeyer in Tx. 1950 nom. invalid.

(= Polygono hydropiperis-Bidentetum tripartitae Lohm. in Tx. 50)


Wie PHILIPPI (1984) auch am Oberrhein beschrieb, so ist auch am Unteren Mittelrhein diese Gesellschaft die am weitesten verbreitete des Verbandes; in 8 Aufnahmen konnte sie hier nachgewiesen werden (z. B. Tab. 29).

Typische Standorte sind Bereiche mit ruhigem Wasser. Lediglich im Bereich des Namedyer Werthes ist noch ein Altarm des Rheins noch vorzufinden (Aufnahme 401; Anlage 3 Blatt 1). Durch den direkten Anschluss an den Rhein sind die Wasserstände deutlich schwankend, so dass sich hier Bidention-Gesellschaften bilden. *Typha latifolia*, aber auch das außerhalb der Vegetationsaufnahmen vorgefundene *Hottonia palustris* zeigen in Anbetracht der speziellen Standortverhältnisse Tendenzen zu den Klassen Phragmitetea und Potamogetonetea an. Aber auch besonders in den landseitigen Bereichen der Rheininseln ist ein starkes Vorkommen von *Persicaria hydropiper* in schlammigen Bereichen auffällig, wobei in sandigen Flä-

chen vermehrt *Persicaria lapathifolia* dominiert und zu den Chenopodion-Gesellschaften überleitet.

PHILIPPI (1984) trennte hierbei ein ‚Polygonetum minori-hydropiperis nom. ass.‘ ab, welches unabhängig von *Bidens*-Arten auf natürlichen, aber eutrophen Standorten vorkommt und gut die Verhältnisse am Namedyer Altarm bei Niedrigwassersituationen wiedergibt, welches allerdings in der weit gefassten Definition des Bidenti-Polygonetum hydropiperis der Standardliste (FLORAWEB 2013) nicht abgetrennt wird.

Tabelle 29: Aufnahmebeispiel eines Bidenti-Polygonetum hydropiperis (23.09.2011)

Laufende Nummer	435	
Fläche	16 m <sup>2</sup>	
Aufnahmedatum	23.09.2011	
Lage (Rheinkilometrierung)	606,99-WWr	
Gesamtdeckung	90 %	
Artenzahl	15	
Inklination	2°	
Exposition	E	
Substrat	s	
<i>Veronica catenata</i>	64 %	
<i>Rorippa sylvestris</i>	4 %	
<i>Persicaria hydropiper</i>	4 %	
<i>Rumex hydrolapathum</i>	3 %	
<i>Rorippa amphibia</i>	3 %	
<i>Lythrum salicaria</i>	3 %	
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	2 %	
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	1 %	
<i>Lycopus europaeus</i>	1 %	
<i>Humulus lupulus</i>	1 %	
<i>Agrostis stolonifera</i>	1 %	
<i>Solidago gigantea</i>	1 %	
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Urtica dioica</i> , <i>Veronica beccabunga</i> , <i>Phalaris arundinacea</i>		Weißenthurmer Werth

Insbesondere wird deutlich, wie in Abhängigkeit vom spätsommerlichen Wasserstand ***Rorippa amphibia*** in häufig auch sterilen Beständen von Bidentetea-Gesellschaften zu dem Phalaridetum überleitet (z. B. Aufnahme 736; Anlage 3 Blatt 4). Solche Übergangsstadien ließen sich mit Fazies bzw. Subassoziationen dokumentieren, wobei dieser Vorgehensweise im Folgenden nicht weiter nachgegangen wird.

Überhaupt ist es am Unteren Mittelrhein nicht offensichtlich, ***Rorippa amphibia*** dem Phragmition in Anlehnung an das Oenanthe-Rorippetum schlickiger Stillgewässerufer als Röhricht zuzuordnen. Vielmehr ist *Rorippa amphibia* über sandig-kiesigem Grund eng mit Bidention-Gesellschaften des Fließgewässers verzahnt und leitet über eine *Persicaria hydropiper*-Fazies zu den *Phalaris arundinacea*-Beständen bzw. den Strauchweiden der *Salicetalia purpureae* über.

Nicht unerwähnt bleiben soll die Tatsache, dass ***Persicaria hydropiper*** am Unteren Mittelrhein auf leicht höheren und somit auch gerne halbschattigen Standorten, verglichen mit den teilweise Massenbeständen von z. B. *Veronica catenata*, gelegen ist, was auch mit der besseren Schattenverträglichkeit von *Persicaria hydropiper* verstanden werden kann (WISSKIRCHEN 1995:256). In einem solchen Bereich gelang am Weißenthurmer Werth bei km 607,0-WWr auch der für diese Übergangsbereiche typische und einzige Nachweis von *Oenanthe aquatica* (siehe Kap. 4.3.3.1). Leicht höhere Bereiche werden auch durch deutlich mehr *Solanum dulcamara* und *Rorippa amphibia* charakterisiert.

Wasserseitig wiederum ist die Assoziation eng mit dem Cypero fusci-Limoselletum aquaticae verzahnt, wobei zudem auch massiv die in naturnahen Bereichen weit verbreitete Art *Rorippa sylvestris* als eigentliche Potentillion-Art und in diesem Falle aber pauschale Bidentetea-Art in diese Gesellschaften eindringt. Ebenfalls zeigt das Vorkommen von *Pulicaria vulgaris* die Überlappung dieser verschiedenen Gesellschaften an.

Bei Niedrigwasser entwickeln sich auf den beschriebenen Standorten im Spätsommer auf schlammigen Substraten abseits des Rheinhauptstromes üppige Fluren, wobei auffällig im Gegensatz zu der Darstellung von PHILIPPI (1984) am Oberrhein hier am Unteren Mittelrhein ***Bidens tripartitus*** nahezu völlig fehlt. Die Zunahme des Neophyten *Bidens frondosus* bei gleichzeitigem Rückgang der einheimischen Art *Bidens tripartitus* lässt BRANDES & OPPERMANN (1994) den Schluss nahe legen, dass der Neophyt *Bidens frondosus* die indigene Art *Bidens tripartitus* verdrängt. Die aus Nordamerika stammende Art ***Bidens frondosus*** siedelt auf bei niedrigen Wasserständen in frei fallenden Bereichen, fruchtet als kurzlebiger Erstbesiedler fast regelmäßig und bildet, wenn seine Wuchsplätze erst gegen Sommerende auftauchen, bis zum ersten Frost vielfach noch fertile Zwergformen (LOHMEYER & SUKOPP 1992). Untersuchungen von KÖCK (1980), der zeigte, dass *Bidens frondosus* eine größere ökologische Amplitude besitzt und bei niedrigeren Temperaturen keimen kann als *Bidens tripartitus*, sollen diese These unterstützen. BRANDES & OPPERMANN (1994) zitieren in diesem Zusammenhang eine persönliche Mitteilung von SUKOPP, dass möglicherweise der Rückgang von *Bidens tripartitus* auf die Verschlechterung der Wasserqualität zurückzuführen sein könnte, wobei der Autor selber darauf hinweist, dass *Bidens tripartitus* auch in extrem belasteten dörflichen Schlammuferfluren auftritt (STEUBE & BRANDES 1994). Ebenso stellte KEIL (1999) für das Ruhrgebiet fest, dass eine Verdrängung von *Bidens tripartitus* durch *Bidens frondosus* nicht erkennbar ist. WISSKIRCHEN (1995:342) sieht ebenfalls durch die lückigen Standorte von *Bidens frondosus* bedingt keine Verdrängung.

*Bidens frondosus* ist am Unteren Mittelrhein deutlich in die Bidentetea eingebunden und ein Übergreifen auf Gesellschaften des Senecionion, wie von KEIL (1999) im Ruhrgebiet festgestellt, kann am Rhein kaum bzw. nur nach Störungen durch Hochwasserereignisse beobachtet werden. Auch die hier vorliegenden Beobachtungen und Aufnahmen der *Bidens frondosus*-Standorte lassen eine Verdrängung von *Bidens tripartitus* unwahrscheinlich erscheinen. *Bidens frondosus* konnte in den Untersuchungsjahren 2011 und 2012 am Unteren Mittelrhein meist vereinzelt und zudem an relativ verschiedenen Standorten nachgewiesen werden, wobei auch die Beobachtung von PHILIPPI (1984) vom Oberrhein geteilt werden kann, dass auch die Lücken von Wasserbausteinen als typischer Wuchsort von *Bidens frondosus* festzustellen sind. PHILIPPI (1984) weist darauf hin, dass *Bidens tripartitus* sehr nährstoffreiche Standorte verglichen mit *Bidens frondosus* bevorzugt. Folglich wäre vielmehr zu vermuten, dass unter anderem die bessere Wasserqualität des Rheins einen Rückgang von *Bidens tripartitus* bedingt. Auch standörtliche Ursachen sind hierbei am Unteren Mittelrhein einzubeziehen, da bereits WISSKIRCHEN (1995:256) nur von selteneren *Bidens tripartitus*-Nachweisen in den Bidention-Gesellschaften am Rhein berichtete. Auch SCHMITZ (2012) erwähnt, dass man besonders im Rheintal entgegen früherer Angaben den Dreiteiligen Zweizahn kaum noch findet. Insofern ist anzunehmen, dass das Auftreten von *Bidens frondosus* und der gegebenenfalls mit der verbesserten Wasserqualität verbundenen Rückgang von *Bidens tripartitus* eine Koinzidenz zweier unabhängiger Prozesse bedingt, welche nicht kausal interpretiert werden sollten.

Bereits 1960 von PATZKE & STIERWALDT (1960) für den Rhein im Bonner Raum belegt, wurde *Bidens frondosus* von LAUDAN & RÜTTEN (2009) deutlich seltener erfasst als von HACHTEL et al. (1999) 10 Jahre zuvor. KEIL (1999) beschreibt *Bidens frondosus*-Bestände im Ruhrgebiet, wo die Art im Bereich des Senecionion sogar zur Dominanz kommt; am Unteren Mittelrhein wurde sie in vorliegenden 57 Aufnahmen 2011/2012 hingegen mit einer maximalen Abundanz von 6 % nachgewiesen.

Die wenigen Funde bei LAUDAN & RÜTTEN (2009) könnten auf die relativ hohen Wasserstände im Sommer 2008 zurückzuführen sein, so dass sich keine geeigneten Wuchsplätze für *Bidens frondosus* ausbilden konnten, welcher sich überwiegend in Bestände der Bidentetea einnischte. Allerdings konnte auch bei den nun erfolgten Kartierungen bei niedrigeren Wasserständen 2011 *Bidens frondosus* nicht in höheren Frequenzen nachgewiesen werden. Ob hieraus geschlossen werden kann, dass *Bidens frondosus* seine maximale Ausbreitungstendenz überschritten hat, oder ob hier nur Fluktuationen beobachtet werden, wie dies KASPEREK (2004) an der Rur beschrieb, muss an dieser Stelle offen bleiben. Die mit dem Hochwasser in der Vegetationsperiode 2013 verbundenen Störungen bedingten pauschal ein Vordringen von Therophyten in die Gesellschaften des Senecionion und somit auch deutlich vermehrte Funde von *Bidens frondosus*, so dass Fluktuationen in Abhängigkeit von der Wasserganglinie wahrscheinlich erscheinen.

Hierbei wurden die Bestände stichprobenmäßig auf die var. *anomala* geprüft, so dass deren Anteil an den *Bidens frondosus*-Beständen am Unteren Mittelrhein auf ca. 30 % geschätzt werden kann. LOOS et al. (2003) berichten von der deutlichen Ausbreitung dieser Varietät und schlagen deren Einstufung als eigene Art vor.

Auffällig ist in Bereichen der Bidenti-Polygonetum hydropiperis (z. B. Hammersteiner Werth, Weißenthurmer Werth) auch das stete Vorkommen von *Lythrum salicaria* als Differentialart des Verbandes und als einzige mehrjährige Art, welche zumindest temporäre, sommerlich höhere Wasserstände noch am besten auf den Standorten des Bidention vertragen kann. In diesem Zusammenhang ist es interessant, dass WISSKIRCHEN (1995:124) darauf aufmerksam machte, dass Bidentetea-Arten, wie z. B. *Rumex maritimus* und *Rumex palustris* im Gegensatz zu Chenopodion-Arten auch überwintern können, letztere Art sogar mehrjährig auftreten kann.

Die beiden folgenden *Rumex*-Gesellschaften des **Rumicetum maritimi Sissingh ex Tx. 1950 nom. invalid.** und des **Rumicetum palustris (Timár 1950) W. Fischer 1978** sind noch deutlicher an natürliche Ufer gebunden. Im besonderen Maße sind sie aufgrund ihrer Empfindlichkeit gegenüber Überschwemmungen von der jährlichen Wasserganglinie abhängig, was zu einer Vielzahl von Funden von *Rumex palustris* und *Rumex maritimus* 2011 und nur wenigen Nachweisen 2012 führte (siehe Wasserstände in Abb. 8; Seite 27). Die Entwicklungszeiten liegen bei diesen beiden *Rumex*-Arten von Frühsommer bis August-September, was bei den lange hohen Wasserständen und der relativ kurzfristigen Niedrigwasserphase 2012 schwierig war. Allerdings gibt es im Bereich der Bidention-Arten deutlich empfindlichere Arten, so dass die kurzfristigen höheren Wasserstände im Sommer 2011 zum Absterben der unteren Blätter, aber nicht der gesamten *Rumex*-Pflanzen geführt haben. Während PHILIPPI (1984) am Oberrhein *Rumex maritimus* seltener als *Rumex palustris* nachweist, verhält es sich bei der hier vorliegenden Studie umgekehrt.

Fragmentarische Bestände der wärmeliebenden Stromtalgesellschaft des *Rumicetum maritimi* konnten 2011 in zwei Aufnahmen innerhalb der stromabgewandten Bühnenfelder des Weißenthurmer Werthes nachgewiesen werden. Im unmittelbaren Umfeld gelang auch der einzige Fund von *Bidens radiatus*, welcher dem schlammigen *Rumicetum maritimi* nahe steht. Die gleichzeitig hier zu beobachtende Nähe zu dem Cypero-Limoselletum wird auch von OBERDORFER (2001) betont. Die Gesellschaft kann als Indikator für eine zunehmende Versandung von Bühnenfeldern gesehen werden. Selbiger Autor (OBERDORFER 1993a:126) verweist auf den geringeren Nährstoffbedarf und die stärkere Bindung an natürliche Ufer von *Rumex maritimus* verglichen mit *Ranunculus sceleratus*.

Ebenfalls fragmentarische Bestände des *Rumicetum palustris* wurden 2012 an naheliegenden Standorten obiger Gesellschaft vorgefunden, ohne dass eine Vegetationsaufnahme hier zugeordnet werden konnte. Die Gesellschaft ist nach OBERDORFER (1993a:129) reicher an Nährstoffen, besonders an ammonikalischen Verbindungen verglichen mit dem *Rumicetum*

maritimi. Folglich könnte in Bezug zu den Ergebnissen von PHILIPPI (1984) eine bessere Wasserqualität die mengenmäßigen Verhältnisse von *Rumex palustris* zu *Rumex maritimus* erklären. Dass das Rumicetum palustris bereits zu den *Atriplex*- und *Chenopodium*-Arten des Chenopodion vermittelt, würde diese Einschätzung unterstützen. Die submediterrane Verbreitung von *Rumex palustris* verglichen mit der subkontinentalen Verbreitung von *Rumex maritimus* scheint hierfür als Erklärung nicht ausreichend.

Die Einstufung beider Vergesellschaftungen als eigene, vom Bidenti-Polygonetum hydro-piperis abgelöste Assoziationen kann anhand des geringen Vorkommens am Unteren Mittelrhein kaum nachvollzogen werden, was PHILIPPI (1984) ebenso für den Oberrhein anführt.

OBERDORFER (1993a:125) beschreibt kurzlebige Bestände aus *Veronica catenata* (und dem hier am Unteren Mittelrhein vom Verfasser nicht nachgewiesenen *Veronica peregrina*), welche synsystematisch schwer zu beurteilen und spärlich von *Ranunculus sceleratus* durchsetzt sind, so dass sie dem **Ranunculetum scelerati** nahe stehen. Während flächige Bestände des im Bidention des Unteren Mittelrheins häufig vorkommenden *Veronica catenata* dem Bidenti-Polygonetum hydropiperis zugeordnet wurden, konnten am Unteren Mittelrhein nur kleinflächige Bereiche mit *Ranunculus sceleratus* erfasst werden, welche sich bei längeren Niedrigwassersituation optimal entwickeln könnten; es konnte allerdings keine Aufnahme dieser Gesellschaft zugeordnet werden. Die Gesellschaft ist geringfügig aber auffällig tiefer gelegen als zuvor betrachtete Gesellschaften. Ebenso wie PHILIPPI (1984) es für den Oberrhein beschrieb, handelt es sich hier bei den Flächen um sehr schlammige und flach überschwemmte Bereiche in den südlichen (angeströmten) Bereichen der Rheininseln, was auf die Überschwemmungstoleranz von *Ranunculus sceleratus* zurückzuführen ist.

Auffällig ist in diesem Zusammenhang, dass im Untersuchungsraum nach Eintritt eines (spät-)sommerlichen Niedrigwassers *Veronica catenata* zusammen mit *Rorippa sylvestris* und auch *Persicaria hydropiper* die ersten Arten sind, welche nach bereits 10 Tagen Niedrigwasser zur Blüte kommen. OTTE (1996) erfasste diesbezüglich die Zeit bis zur Samenreife von Therophyten des Chenopodion und kann z. B. betreffs *Persicaria lapathifolia* eine Zeitspanne von 35 Tagen feststellen, welche allerdings in submontane Höhenstufen gemessen wurden, so dass am Rhein von einer noch kürzeren Zeit ausgegangen werden kann. In diesem Zusammenhang untersuchte SCHMITZ (2002:100) ausführlich *Amaranthus*-Arten hinsichtlich des notwendigen Zeitfensters zwischen Überflutung und kalter Jahreszeit. Aus seinen Untersuchungen der Amaranthaceae und Chenopodiaceae definiert der Autor hierbei den Anfang August als spätest möglichen Zeitpunkt eines Niedrigwassers, so dass auf zu diesem Zeitpunkt noch frei gegebenen Standorten Arten die Fähigkeit der Fortpflanzung haben. Die Bedeutung einer minimalen Verlängerung der Vegetationsperiode für die Etablierung von Neophyten wird dabei vom Autor ausdrücklich betont.

#### **Chenopodion glauci Hejný 1974** (= *Chenopodion rubri* R. Tx. in Poli et J. Tx. 1960)

Auf offenen, meist feinerdearmen Böden in unbeschatteten Situationen breiten sich bei Niedrigwassersituationen schnell die für Fließgewässer charakteristischen Gesellschaften des *Chenopodion glauci* aus. Auch hier steht aufgrund der Fließgewässerdynamik die Einjährigkeit als notwendige biologisch-morphologische Anpassung im Mittelpunkt. Solche natürlichen nitro-, hygro- und heliophilen Therophyten-Bestände stellen meist lückige Bestände im Bereich zwischen Sommermittelwasser und mittlerem Niedrigwasser dar. Sie sind folglich stark von dem jährlichen Witterungsverlauf und der damit auf diesem Standort zur Verfügung stehenden jeweiligen Dauer der Vegetationszeit abhängig.

Auffällig ist auch die Prostratwüchsigkeit der Bestände, wobei der Wuchs umso prostrater ist, je kiesiger und trockener der Standort ist und je später die Gesellschaften auflaufen (LOHMEYER 1970a). LOHMEYER (1954) berichtete bereits zum damaligen Zeitpunkt von der enormen Anpassungsfähigkeit von *Persicaria lapathifolia* ssp. *brittingeri* bei späten Niedrigwassersituationen innerhalb weniger Wochen mittels Zwergformen noch reife Samen zu pro-

duzieren. WISSKIRCHEN (1995:198) sieht in dieser Bildung von Zwergformen eine Kurztaganpassung.

Der Standort stellt in jeder Hinsicht einen **Extremstandort** dar, da die Arten Trockenheit aufgrund des kiesig-sandigen Substrates und zudem teilweise Überschwemmungen ertragen müssen, um gegebenenfalls noch einmal im Spätsommer neu aufzulaufen. Der Standortfaktor Wasser ist hierbei sowohl fördernd zu verstehen, z. B. für die Ausbreitung, als auch hemmend, da auch jederzeit während spätsommerlichen Niedrigwasserperioden Überschwemmungen erfolgen können. Dabei ist das *Chenopodium glauci* vor allem an größere Flüsse gebunden, welche noch relativ zuverlässig spätsommerliche Niedrigwasserstände aufweisen, da kleinere Gewässer hinsichtlich witterungsbedingter Wasserspiegelschwankungen deutlich empfindlicher sind. Insofern ist die Darstellung dieser Gesellschaften von KRUMBIEGEL (2008) als Dauerpioniergesellschaften treffend. Kurze Zwischenhochwasser bzw. Wasserstände bis zur Mittelwasserlinie zerstören den überwiegenden Teil der Vegetation, wie z. B. in September 2012 am Unteren Mittelrhein beobachtet, so dass charakteristische Arten nur in oberhalb liegenden Randbereichen kleinflächig überleben können.

Als **Verbandskennarten** sind am Unteren Mittelrhein *Chenopodium glaucum*, *Chenopodium rubrum*, *Chenopodium polyspermum*, *Persicaria lapathifolia* ssp. *brittingeri* und *Atriplex prostrata* vorzufinden; drei Aufnahmen konnten ausschließlich auf Verbandsebene zugeordnet werden. Allerdings ist an dieser Stelle anzumerken, dass *Chenopodium rubrum* auch stark in das Bidention übergreifen kann, was auch WISSKIRCHEN (1995:124) feststellte und am Unteren Mittelrhein deutlich in Bereichen der abstromigen Bühnenfeldern des Weißen-thurmer Werthes (km 606,5-607,5-WWr) beobachtet werden konnte.

Die Gesellschaften des *Chenopodium* sind im Gegensatz zum Bidention auch geprägt durch eine hohe Anzahl „zufälliger“ Begleiter, die aufgrund der Hochwasserdynamik sich nicht dauerhaft etablieren können, wie z. B. Pappel-, Weidensämlinge und eine Vielzahl von Arten der Artemisietea und Stellarietea (LOHMEYER 1970a). WISSKIRCHEN (1995:124) betonte, dass in dieser Gesellschaft die zeitweise lange Überflutungsdauer, aber auch die hohe Strömungsgeschwindigkeit für mehrjährige Arten langfristig keinen Lebensraum bildet. Diesbezüglich, aber auch hinsichtlich höherer Gesamtdeckungsgrade, sind die Gesellschaften des *Chenopodium* artenreicher als jene des Bidention. Der Therophyten-Anteil ist in diesem Verband aufgrund der höheren Standortdynamik noch höher als in dem Bidention (KIESSLICH et al. 2003:130), was auch in Tab. 81 (Seite 236) zum Ausdruck kommt.

Viele wärmeliebende Arten beschränken ihre Wuchsorte überwiegend auf das Tiefland. Inwiefern solche natürlichen Ufer als **natürliche Standorte** xerothermer Arten gelten bzw. auch Ursprung heute im agrarischen Raum verbreiteter vorkommender Arten darstellen, wird durchaus kontrovers diskutiert. LOHMEYER (1970a) vermutet bei *Persicaria maculosa*, *Tripleurospermum inodorum* und *Stellaria media*, gegebenenfalls auch für *Polygonum aviculare*, *Poa annua* und *Plantago uliginosa* ihre Herkunft aus dem Bereich der Flusssufer. WISSKIRCHEN (1995:122) sieht bei der Art *Chenopodium polyspermum*, welche durchaus auch in der Klasse der Stellarietea vorkommt, die Flusssufer ebenfalls als den natürlichen Standort und spricht von den *Chenopodium*-Arten als „indigene Komponente der Hackfrucht-Unkrautgesellschaften“, wobei der Autor dies auch für *Echinochloa crus-galli*, *Persicaria maculosa*, *Digitaria* div. und *Portulaca oleracea* postuliert und von den Ufern aus eine Besiedlung der Ackerfluren sieht. Zu den Halmfrucht-Unkrautgesellschaften besteht nach Ansicht des Autors schon deshalb keine nähere Beziehung, da diese im Herbst keimenden Arten winterannuell sind bzw. im Frühjahr keimen und so am Flusssufer keine Chance hätten (WISSKIRCHEN 1995:123).

SCHOLZ (1996) wiederum sieht das Vorkommen von Arten der Bidentetea in der Kulturlandschaft als sekundäres Geschehen infolge eines steten Diasporeneintrages und betrachtet die Kausalkette andersherum, da eine Vielzahl von Arten der Flusssufer, wie z. B. *Limosella*



*aquatica*, *Cyperus fuscus* und *Bidens cernuus* aktuell nicht in die Kulturlandschaft eindringen. Sicherlich aber werden die ökosystemaren Ansprüche der Arten solcher spezieller Standorte so verschieden sein, dass ein Teil des Artenrepertoires der Ufer in die Kulturlandschaft eindringt, einem anderen Teil ein solcher Standortwechsel jedoch nicht gelingt. Abschließend wird diese Frage kaum zu klären sein.

**Polygono brittingeri-Chenopodietum rubri Lohmeyer 1950 nom. invers.**

(= *Chenopodio rubri*-Polygonetum *brittingeri* Lohmeyer 1950)

Diese Assoziation ist am Unteren Mittelrhein als die typische Pioniergesellschaft auf Kies und Sand, zumindest aber auf sandigen Kiesböden mit hohem Skelettanteil unterhalb der Mittelwasserlinie zu finden.

Auch OBERDORFER (1993a:130) sieht diese Assoziation im Nieder- bis Mittelwasserbereich und im Gegensatz zu Bidention-Gesellschaften weniger auf Schlamm Böden, sondern vielmehr auf mäßig verschlammten Kies- und Sandböden. OBERDORFER (1993a:132) beschreibt diese Gesellschaft auch als vor allem auf gebirgsnahe Flüsse bezogen, was auf den Unteren Mittelrhein teilweise zutrifft. Die höhere Fließgeschwindigkeit verhindert hierbei eine Verschlammung der groben Substrate.

Uferseits gehen die Bestände häufig in *Phalaris arundinacea*-Säume über, mit denen sie mosaikartig verzahnt sind (z. B. Aufnahme 688; Anlage 3 Blatt 1). Eine Parallele der Übergänge der *Chenopodium*-Gesellschaften in das *Phalaridetum* mit den Übergängen der Bidention-Gesellschaften in das *Phragmitetum* (WISSKIRCHEN 1995:124) ist am Unteren Mittelrhein aufgrund der Allgegenwärtigkeit von *Phalaris arundinacea* kaum erkennbar. Zudem sind Arten der Flutrasen stark beigemischt. Wie von SCHMITZ (2002:37) für den Niederrhein berichtet, ist auch am Unteren Mittelrhein insbesondere *Rorippa sylvestris* in allen Bidentetea-Gesellschaften sehr auffällig.

Auch wenn anfangs bei geringem Vegetationsschluss und dem starken Vorkommen prostrater Vegetationsformen bereits einzelne *Chenopodietea*-Arten bzw. *Artemisietea*-Arten aus angrenzenden Vegetationseinheiten beigemischt sind, können diese bei ausbleibenden **Hochwasserereignissen** gegen Ende der Vegetationsperiode durchaus dominieren und hier dann kaum noch syntaxonomisch zuzuordnende Gesellschaften bilden (Aufnahme 89; Anlage 3 Blatt 6). Bei Hochwasser und höherem Mittelwasser wird diese Entwicklung abrupt unterbrochen, während die Empfindlichkeit der einzelnen Arten bezüglich nur kurzfristig höherer Wasserstände unterschiedlich ist. Hierbei kann man sich nur den Beobachtungen von KRUMBIEGEL (2008) anschließen, dass wiederauflaufendes Wasser nach einer Trockenperiode *Chenopodium*-Arten mehr schadet als der relativ überschwemmungstoleranten Art *Persicaria lapathifolia*. Hierdurch, aber auch durch eine aufgrund des grobkörnigen Substrates bedingte edaphische Verarmung (SCHMITZ (2002:37), können häufig fragmentarische Bestände der Gesellschaft beobachtet werden.

Als einzige wirkliche Kennart wird nach WISSKIRCHEN (1995:130) *Persicaria lapathifolia* ssp. *brittingeri* bzw. als Trennart *Chenopodium polyspermum* angesehen. LOHMEYER (1970a) gliederte die Assoziation bei Untersuchungen am Mittelrhein bereits 1970 in zwei Subassoziationen auf:

P.b.-C.r. typicum: In der typischen Subassoziation fehlt *Chenopodium rubrum* und *Chenopodium glaucum* überwiegend (WISSKIRCHEN 1995), so dass sie vor allem durch *Chenopodium polyspermum* und *Persicaria lapathifolia* ssp. *brittingeri* geprägt ist. Allerdings beschreibt der Autor (WISSKIRCHEN 1995:132) die Subassoziation nur von kleineren Flüssen und beschreibt für den Rhein überwiegend die folgende Subassoziation ‚*chenopodietosum rubri*‘, was sich mit den hier nun vorliegenden Untersuchungsergebnissen nicht deckt. Die im Rahmen des Hochwassers zu Beginn der Vegetationsperiode 2013 entstandenen temporä-



ren Gesellschaften mit Arten des Chenopodion weisen vermehrt *Chenopodium rubrum* und *Chenopodium glaucum* auf, sind allerdings fast ausschließlich auf höher gelegenen Standorten des Senecionion vorzufinden und nur als kurzfristige Störungsgesellschaften aufzufassen.

LOHMEYER (1970a) beschreibt die Subassoziaton allerdings auch für die Ahrmündung, wobei aus seinen Ausführungen nicht erkenntlich ist, ob diese Bereiche bereits dem Rheinufer oder noch dem Unterlauf der Ahr zuzuordnen sind. Von Bedeutung für diese Subassoziaton ist insbesondere an kleineren Flüssen *Persicaria hydropiper* (WISSKIRCHEN 1995), wobei dies am Unteren Mittelrhein nicht der Fall ist und der Wasserpfeffer vielmehr geringfügig höher gelegene Bereiche von Gesellschaften anzeigt, die zumeist dem Bidention zugeordnet werden müssten. Der Autor selber verweist auch auf die hier fließenden Übergänge zwischen dem Bidenti-Polygonetum hydropiperis und dem hier besprochenen Polygono-Chenopodietum typicum.


P.b.-C.r. chenopodietosum rubri: Diese nitrophytische Subassoziaton (z. B. Aufnahme 73; Anlage 3 Blatt 1) ist vorzugsweise an größeren Flüssen vertreten, stellt den „reichen“ Flügel der Assoziaton dar und leitet zum Chenopodietum glaucum-rubri über. LOHMEYER (1970a) spricht von starker anthropogener Förderung von *Chenopodium glaucum*, *Chenopodium rubrum* und *Atriplex prostrata* durch Eutrophierung. Diese Bestände können, so wie bei LOHMEYER (1970a) beschrieben, kaum mehr vorgefunden werden, was mit der seit den 70er Jahren verbesserten Abwasserreinigung und der hiermit verbundenen besseren Wasserqualität bzw. mit der geringeren Salzfracht des Rheins zusammen hängt. Seit 1970 hat sich die Wasserqualität von der Gewässergüte 2-3 (kritisch belastet) auf 2 (mäßig belastet) im Jahr 2011 verbessert. Das einzige vorgefundene Massenvorkommen von *Chenopodium glaucum* wurde im Andernacher Hafen im Bereich einer Salzverladestelle nachgewiesen. LOHMEYER (1970a) weist auch diesbezüglich auf die selteneren Funde in älteren Floren hin, was ebenfalls auf eine bessere Wasserqualität zurückzuführen wäre.

LOHMEYER (1970a) unterscheidet zudem jeweils **zwei Varianten** der Subassoziatonen, wobei neben der typischen Variante mit bis zu kniehohem Bewuchs eine Variante mit *Polygonum aviculare* (z. B. Tab. 30) physiognomisch überwiegend prostrate Formen auf zumeist Kies umfasst, welche nur kurzzeitig nicht überschwemmt sind.

Von den 12 im Rahmen vorliegender Untersuchungen angefertigten Aufnahmen des Polygono-brittingeri-Chenopodietum rubri wurden eine Aufnahme der Subassoziaton ‚chenopodietosum rubri‘ und 11 der Subassoziaton ‚typicum‘ zugewiesen, wobei letztere in 5 Fällen die Wuchsform und Artenzusammensetzung der *Polygonum aviculare*-Variante aufweisen und wie oben beschrieben ausschließlich auf Kies vorzufinden waren. WISSKIRCHEN (1995:138) ordnete von seinen 9 Aufnahmen am Rhein nur eine der typischen Variante zu und verweist auf die ungünstigen Witterungsbedingungen und daraus folgend mangelnde Standortkonstanz während seiner Untersuchungen.

Hier vorliegende Aufnahmen des Chenopodietum bestätigen diese Vermutung, wobei von besagten 15 Aufnahmen (inklusive der Zuordnungen auf Verbandsebene) 13 aus dem trockeneren Jahr 2011 stammen, in dessen Niedrigwasserperiode sich auch dicht und aufrecht wachsende Bestände bilden konnten. Die typische Variante wiederum präferiert hierbei feinerdereichere Substrate und tritt dort in fast kniehoch und meist völlig geschlossenen Beständen mit deutlich mehr organischem Material auf.

Tabelle 30: Aufnahmebeispiel eines *Polygono brittingeri-Chenopodietum rubri typicum* var. *aviculare* (19.07.2011)

Laufende Nummer	110	
Fläche	16 m²	
Aufnahmedatum	19.07.2011	
Lage (Rheinkilometrierung)	610,94-I	
Gesamtdeckung	25 %	
Artenzahl	18	
Inklination	2°	
Exposition	E	
Substrat	gk	
<i>Polygonum aviculare</i>	9 %	
<i>Urtica dioica</i>	6 %	
<i>Persicaria lapathifolia</i> ssp. <i>lapa.</i>	5 %	
<i>Chenopodium polyspermum</i>	2 %	
<i>Impatiens glandulifera</i>	1 %	
<i>Atriplex patula</i>	1 %	
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Fallopia convolvulus</i> , <i>Chenopodium glaucum</i> , <i>Chenopodium album</i> , <i>Rorippa sylvestris</i> , <i>Rosa canina</i> agg., <i>Sambucus nigra</i> , <i>Tanacetum vulgare</i> , <i>Cirsium vulgare</i> , <i>Scrophularia umbrosa</i> ssp. <i>umbrosa</i> , <i>Senecio inaequidens</i> , <i>Persicaria mitis</i> , <i>Euphorbia esula</i>		

Andernach - Hafen

Nach WISSKIRCHEN (1995:138) sind eine Vielzahl thermophiler Arten für die **regionale Ausprägung** der Gesellschaft am Rhein kennzeichnend, wobei er in dem Zusammenhang *Solanum nigrum*, *Potentilla supina*, *Chenopodium strictum*, *Brassica nigra* und diverse *Amaranthus*-Arten nennt. Alle diese Arten wurden auch bei vorliegender Untersuchung teils mit höherer Frequenz erfasst.

Die besonderen edaphischen und mikroklimatischen Bedingungen des Unteren Mittelrheins lassen diese Liste um *Dysphania ambrosioides*, *Datura stramonium* und *Physalis peruviana* an Standorten des *Polygono-Chenopodietum* ergänzen. Aber auch zahlreiche C<sub>4</sub>-Pflanzen wie *Portulaca oleracea*, *Echinochloa crus-galli*, *Eragrostis minor*, *Setaria viridis* und *Digitaria sanguinalis* sind am Unteren Mittelrhein in diesen Beständen vorzufinden (siehe Kap. 4.2.3).

Die Präferenz dieses Habitats für Neophyten wurde deutlich von SCHMITZ (2002) ausgeführt. Wichtig ist an dieser Stelle zu betonen, dass auch das gehäufte Vorkommen von Neophyten in solch lückigen Pflanzengesellschaften kaum Verdrängungspotenzial aufweist (LOHMEYER & SUKOPP 1992:122). Auffällig ist auch der jeweilige regionale **Schwerpunkt von Neophyten** in dieser Gesellschaft. So fand SCHMITZ (2002) am Niederrhein auf fast jedem geeigneten Standort am Rheinufer *Dysphania pumilio* und weist diese Art sogar als regionale Charakterart der Flussknöterichgesellschaft am Niederrhein aus, während sie am Unteren Mittelrhein selten an nur wenigen Standorten außerhalb der Vegetationsaufnahmen nachgewiesen wurde. Diese regionalen Unterschiede wurden bereits von SCHMITZ (2002) betont und auch bei vorliegenden Untersuchungen 2011-12 bestätigt. Diese Situation wurde von SCHMITZ (2002) vor 10 Jahren bereits beschrieben, so dass eine weitere Ausbreitung des Neophyten in das Mittelrheintal nach wie vor nicht erkennbar ist. Hingegen fand SCHMITZ (2002) kein *Dysphania ambrosioides*, welches immer wieder am Unteren Mittelrhein nachgewiesen werden konnte. Hierbei kann allerdings nicht abschließend geklärt werden, ob lokalklimatische Ursachen oder neuere Ausbreitungsprozesse hierfür ursächlich sind.

Die regionalen Unterschiede dieser Assoziation scheinen auch hinsichtlich **indigener Arten** nicht unerheblich zu sein. So weist PHILIPPI (1984:71) darauf hin, dass auf Kiesflächen des

Oberrheins *Persicaria lapathifolia* ssp. *brittingeri*, aber auch *Chenopodium polyspermum* durchaus selten sind.

SCHMITZ (2002) verweist auf höher gelegene, sandige Flächen mit viel *Xanthium saccharatum* als Gesellschaft des Chenopodion. Die diesbezüglich relativ wenigen Beobachtungen am Unteren Mittelrhein zeigen hierbei die sandigen edaphischen Voraussetzungen als wesentlich an. Zudem sind die *Xanthium*-Bestände schon deutlich im Übergang zu den Convolvuletalia positioniert, so dass eine eindeutige Eingliederung in das Chenopodion nicht so klar ersichtlich ist.

Ein **Chenopodietum glaucum-rubri Lohm. in Oberd. 1957** (= Chenopodietum rubri Timár 1947) als Zentralassoziation, welches allerdings ökologisch nicht im Zentrum der Gesellschaft steht (WISSKIRCHEN 1995:203), kann am Unteren Mittelrhein nicht beobachtet werden. OBERDORFER (1993a) beschreibt diese Gesellschaft als bereits deutlich dem Regime des Flusses entzogen und WISSKIRCHEN (1995:203) sieht diese hypertrophe, salztolerante Gesellschaft sogar nicht (mehr) an Gewässer gebunden.

### **Bidenti-Brassicetum nigrae Allorge 1921**

Das Indigenat von *Brassica nigra* wird unterschiedlich bewertet. Nach OBERDORFER (2001) stellt *Brassica nigra* eine Kulturpflanze seit der Römerzeit dar, während JÄGER (2011) sie als Archäophyt des Neolithikums einstuft. LOHMEYER & SUKOPP (1992) stufen die Art als Agriophyten mit einer vermutlichen Einwanderungszeit im 16. Jahrhundert ein, wobei dieser Einschätzung in vorliegender Arbeit gefolgt wird.

Die wärmeliebende Art ist insbesondere an der Mosel charakteristisch, aber auch an den Ufern des Unteren Mittelrheins häufig und verbreitet vorzufinden. Als Therophyt ist *Brassica nigra* fast ausschließlich im unmittelbaren Überschwemmungsbereich vorzufinden, wobei die Art ähnlich wie *Xanthium saccharatum* meist auf höher gelegenen Plätzen fruchtend vorgefunden wird.

Hinsichtlich der syntaxonomischen Stellung der Bestände von *Brassica nigra* wurde in der Vergangenheit viel kontrovers diskutiert (WISSKIRCHEN 1995:181ff., OBERDORFER 1993a:132, BRANDES & SANDER 1995b:464). So wurden Bestände mit *Brassica nigra* sowohl innerhalb der Bidentetea, innerhalb der Galio-Urticetea und innerhalb der Stellarietea platziert. BRANDES & SANDER (1995b:465) sehen folglich zusammenfassend die Einordnung von *Brassica nigra* als umstritten an.

LOHMEYER (1970a:14) positioniert *Brassica nigra* eindeutig zentral in unbeständige, therophytische Gesellschaften und nicht in den ausdauernden Beständen des Cuscuta-Convolvuletum. Dies bestätigt auch PHILIPPI (1984:78) von den allerdings seltenen Fundorten am Oberrhein. OBERDORFER (1993a) hingegen betrachtet das unter der Klasse der Bidentetea gefasste Bidenti-Brassicetum nigrae als kurzlebige Pioniergesellschaft des Senecionion, welches oberhalb des Polygono brittingeri-Chenopodietum rubri steht. Dem Autor zur Folge entsteht es aufgrund einer Störung z. B. durch Hochwasser mit Überschlickung oder Erosion und geht nach wenigen Jahren wieder in ein Cuscuta-Convolvuletum über. Dieses Verhalten konnte 2011 am Unteren Mittelrhein punktuell im Bereich einer Baustelle auf Höhe eines Cuscuta-Convolvuletum südlich von Neuwied beobachtet werden (Aufnahme 382; Anlage 3 Blatt 11).


Hier nun vorliegende Untersuchungen aus den Jahren 2011-2012 sehen den Schwerpunkt von *Brassica nigra* am Unteren Mittelrhein deutlich im Bereich des Senecionion. Gleichzeitig ist aber der unmittelbare Übergang zu Gesellschaften des Sisymbrium und des Chenopodion durchaus ersichtlich, wie die exemplarische Aufnahme 28 in Tab. 31 aufzeigt.

Entgegengesetzt zu obiger *Brassica nigra*-Gesellschaft bzw. zu einer *Brassica nigra*-Rasse des Cuscuto-Convolvuleturns besteht das therophytische Bidenti-Brassicetum nigrae nach WISSKIRCHEN (1995:181ff.) überwiegend aus Einjährigen.

In vorliegender Untersuchung wurde in 77 Aufnahmen *Brassica nigra* erfasst. Diese Aufnahmen wurden hinsichtlich der Lebensdauer der Arten ausgewertet. Dabei stellt sich heraus, dass die Aufnahmen qualitativ maximal 57 % Einjährige im Vergleich zu mehrjährigen Arten enthalten (Maximalwert einer Aufnahme des Cypero fusci-Limoselletum aquaticae mit *Brassica nigra* als Begleiter). Im Mittel bestehen die Aufnahmen zu 29 % aus Einjährigen und zu 63 % aus Mehrjährigen (8 % Zweijährige und Übergangsformen). Aus quantitativer Sicht beträgt bei den hier betrachteten Aufnahmen der maximale Deckungsgrad von Therophyten 64 %. Folglich sind reine Therophyten-Gesellschaften in den Jahren 2011-2012 im Zusammenhang mit *Brassica nigra* nicht erkennbar. Vielmehr wird *Brassica nigra* als Begleiter im Phalaridetum, Festucetum arundinaceae, Gesellschaften des Sisymbrium und auch in Saliceten vorgefunden und kommt am Unteren Mittelrhein nur im Verband Senecionion bestandsbildend vor.

Die von WISSKIRCHEN (1995:185) definierte *Brassica nigra*-Fazies mehrjähriger Bestände soll dem Autor zur Folge keine Therophyten beinhalten. Dies ist wiederum nur in zwei der hier vorliegenden 77 Aufnahmen der Fall.

Tabelle 31: Aufnahmebeispiel einer *Brassica nigra*-Gesellschaft (bzw. *Brassica nigra*-Rasse des Cuscuto-Convolvuleturns) im Bereich des Senecionion (06.07.2011)

Laufende Nummer	28	
Fläche	16 m²	
Aufnahmedatum	06.07.2011	
Lage (Rheinkilometrierung)	604,00-r	
Gesamtdeckung	100 %	
Artenzahl	14	
Substrat	s	
Inklination	0°	
Exposition	-	
<i>Brassica nigra</i>	52 %	
<i>Solidago gigantea</i>	25 %	
<i>Impatiens glandulifera</i>	5 %	
<i>Urtica dioica</i>	5 %	
<i>Phalaris arundinacea</i>	5 %	
<i>Lactuca serriola</i>	3 %	
<i>Helianthus tuberosus</i>	3 %	
<i>Rubus caesius</i>	2 %	
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Lycopus europaeus</i> , <i>Calystegia sepium</i> , <i>Humulus lupulus</i> , <i>Cuscuta europaea</i> , <i>Vicia villosa</i> , <i>Galium aparine</i>		Engers

Nach Abschluss der Außenarbeiten für vorliegende Untersuchungen wurden verschiedene Untersuchungspunkte im Jahr 2013 vom Verfasser noch einmal aufgesucht. Das hydrologische Jahr 2013 zeigt eine deutlich abweichende Wasserganglinie (siehe auch Kap. 4.5.2.9) mit dauerhaft hohen Wasserständen im Frühjahr und einem Hochwasser in der Vegetationsperiode Anfang Juni (Pegel Andernach am 04.06.2013: 722 cm) auf. Die Ufervegetation entwickelte sich nur schwach und bei km 599,2-l wurde am 01.08.2013, außerhalb der in vorliegender Arbeit ausgewerteten Vegetationsaufnahmen, die ergänzende Aufnahme in Tab. 32 erstellt. Die hier dokumentierte Therophyten-Gesellschaft ist wiederum deutlich innerhalb des Chenopodion einzustufen.




Zusammenfassend ist festzustellen, dass *Brassica nigra* sowohl in einjährigen Beständen, als auch in Mischbeständen mit ein- und mehrjährigen Arten vorzufinden ist. Treffend ist insofern die Feststellung von WISSKIRCHEN (1995:184), dass hinter den Beständen zwei floristisch verschiedene Bestandstypen stehen: eine therophytische mit hoher Stetigkeit von *Atriplex prostrata* und eine *Brassica nigra*-Fazies in mehrjährigen Beständen, wobei in Abhängigkeit von der jährlichen Wasserganglinie selbstredend auch Übergangszustände dieser beiden Gesellschaften vorzufinden sind. In vorliegenden Untersuchungen wurde in den Jahren 2011-2012 am Unteren Mittelrhein *Brassica nigra* überwiegend als konkurrenzstarker Therophyt in **gestörten Senecionion-Gesellschaften** angetroffen und eine Nähe zu therophytischen Gesellschaften des Chenopodion konnte nur marginal beobachtet werden. Lediglich 2013 konnten Gesellschaften des Bidenti-Brassicetum nigrae nach Hochwasserereignissen und den damit verbundenen Störungen beobachtet werden. Diese Gesellschaften sind als Pioniergesellschaften zu betrachten und syntaxonomisch nur schwer eindeutig zu positionieren, da von einem bimodalen Verhalten von *Brassica nigra* ausgegangen werden muss, welches syntaxonomisch schwer zu erfassen ist. Seitens der Standardliste wurde das ‚Bidenti-Brassicetum nigrae Allorge 1921‘ dann auch dem Senecionion fluviatilis zugeordnet, so dass die Klassenangehörigkeit dieser Gesellschaft von erfahrenen Vegetationskundlern nach wie vor unterschiedlich eingeschätzt wird.

Die Vorkommen des syntaxonomisch so deutlich übergreifenden *Brassica nigra* in (gestörte) Phalarideten, wie sie WISSKIRCHEN (1995:185) beschreibt, sind am Unteren Mittelrhein nur als Begleiter einzustufen, welche ebenfalls auf Störungen verweisen, wobei das Phalaridetum wesentlich unempfindlicher gegenüber Störungen ist als Gesellschaften des Senecionion.

Tabelle 32: Aufnahmebeispiel eines Bidenti-Brassicetum nigrae im Bereich des Chenopodion außerhalb der Stichprobenuntersuchungen (01.08.2013)

Laufende Nummer	-
Fläche	16 m²
Aufnahmedatum	01.08.2013
Lage (Rheinkilometrierung)	599,2-l
Gesamtdeckung	80 %
Artenzahl	16
Inklination	0°
Exposition	-
Substrat	s
<i>Chenopodium album</i>	40 %
<i>Brassica nigra</i>	20 %
<i>Amaranthus bouchonii</i>	5 %
<i>Persicaria lapathifolia</i> ssp. <i>lapathifolia</i>	5 %
<i>Chenopodium ficifolium</i>	5 %
<i>Elymus repens</i>	2 %
<i>Potentilla reptans</i>	1 %
<i>Portulaca oleracea</i>	1 %
<i>Amaranthus emarginatus</i>	1 %
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Festuca arundinacea</i> , <i>Chenopodium glaucum</i> , <i>Eragrostis minor</i> , <i>Polygonum aviculare</i> , <i>Cirsium arvense</i> , <i>Digitaria sanguinalis</i> , <i>Rorippa sylvestris</i>	



St. Sebastian

Die Beobachtung von LOHMEYER (1970a), dass *Brassica nigra* auf jeden Fall ihren Schwerpunkt in unbeständigen Therophyten-Gesellschaften hat, könnte auf überwiegende Beobachtungen in Jahren mit besonderen Wasserstandssituationen zurückzuführen sein. Die Anmerkung von WISSKIRCHEN (1995:189), dass die früher erfolgte Zuordnung zum Senecionion überholt ist, kann durch hier vorliegende Untersuchungen auf jeden Fall nicht zugestimmt werden. Selbiger Autor beschreibt, dass in Chenopodion-Gesellschaften des Rheins *Brassica nigra* zumeist als Jungpflanze zu finden ist und nur selten zum Fruchten kommt (WISSKIRCHEN 1995:139).

WISSKIRCHEN (1995:189) erwähnt zudem Übergangsstadien und Mischgesellschaften zwischen Therophyten und Hemikryptophyten, welche in vorliegender Untersuchung hingegen eher die Regel sind.

Es ist davon auszugehen, dass die jeweilige Witterung und die hiermit verbundene Wasserganglinie Fluktuationen der Ufervegetation bedingen, so dass von verschiedenen Autoren Momentaufnahmen erfasst werden, die nicht immer die gesamte Amplitude der Ufergesellschaften aufzeigen können. Viel eher findet man, wie OBERDORFER (1993a:133) beschrieb, „ein buntes, schwer zu analysierendes Großgemisch von Gesellschaften, dass noch dadurch verwirrt wird, dass *Brassica nigra* nicht nur abwärts in die *Polygonum brittingeri*-Gesellschaft eindringt, sondern sich auch in der wieder voll entwickelten Zaunwinden-Gesellschaft noch einige Zeit, wenn auch nur geringmächtig, erhalten kann. Die Analyse wird umso schwieriger, je steiler die Ufer sind und je dichter die Gesellschaften sich scharen.“

LUDEWIG (1999:43) stellte diese Bestände folglich meist als Sukzessionszustände zu dem Senecionion dar und betonte unabhängig von der syntaxonomischen Zuordnung deren Zeigerfunktion für Hochwassereinflüsse.

Werden unter dem hier diskutierten Bidenti-Brassicetum nigrae nur überwiegend therophytische Bestände verstanden, sind sie im Rahmen der Untersuchungen am Unteren Mittelrhein in den Jahren 2011/2012 nicht erkennbar und wurden folglich nicht vorliegender Assoziation zugeordnet. Die hier vorgefundenen Bestände werden als gestörte Stadien des Senecionion klassifiziert. Weitere Möglichkeiten der Klassifizierung von *Brassica nigra* in Form von Artengruppen mittels Treue-Werten werden unter Kap. 4.4.2.2; Pkt. 17 diskutiert.

In diesem Zusammenhang ist auf das massive Auftreten von Therophyten der Bidentetea auf Standorten des Senecionion im Jahr 2013 im Bereich von Flachufeln hinzuweisen. Das erste **höhere Sommerhochwasser nach ca. 30 Jahren** zeigte deutliche Einbußen der Bestände der unmittelbaren mehrjährigen Ufervegetation, insbesondere von *Chaerophyllum bulbosum* und *Solidago gigantea*, aber auch von *Impatiens glandulifera*. Selbst das 2012 vom hohen Wasserstand profitierende *Phalaris arundinacea* wies 2013 deutliche Einbußen auf. An diesen tiefegelegenen und hochwasserbeeinflussten Senecionion-Standorten konnten sich hingegen nach dem Hochwasser u. a. *Symphyotrichum*-Arten, *Lysimachia vulgaris*, *Rubus caesius* und Arten der Flutrasen, wie *Juncus compressus* und *Rorippa austriaca* gut behaupten und erwiesen sich als relativ überflutungstolerant. Vor allem aber profitierten eine Vielzahl von Therophyten, welche auf Standorten des Senecionion temporäre Pionierbestände des Chenopodion aufbauten, wobei vor allem *Chenopodium polyspermum* und *Amaranthus* div. profitieren, aber auch *Xanthium saccharatum*, *Chenopodium ficifolium*, *C. glaucum* und *C. rubrum* deutlich höhere Frequenzen aufwiesen verglichen mit den Jahren 2011 und 2012 bei durchschnittlicher Wasserganglinie. Solche massiven Änderungen in der Ufervegetation und ein entsprechendes Vordringen der Bidentetea-Arten konnte auch REMY (1996:121) nach einem April-Hochwasser an der Saale beobachten und auch LOHMEYER (1970a:14) weist auf solche Situationen am Rhein hin. SCHMITZ (2002) betont ebenfalls, dass bei Jahren mit hohen Wasserständen die Arten des Polygono brittingeri-Chenopodietum rubri Lücken im mehrjährigen Bewuchs von Kontaktgesellschaften zur Reproduktion nutzen, so dass es Übergangsstadien z. B. zu dem Agrostietum stoloniferae oder dem Phalaridetum geben

kann. Solche diffusen Bestände sind am Mittelrhein immer wieder zu beobachten und bereiten bei der syntaxonomischen Einstufung große Probleme, z. B. bei der Verzahnung von Arten des Chenopodion mit denen des Phalaridetum.

Begleitend zur vorliegenden Arbeit wurde im Rahmen einer Bachelorarbeit (WELLER 2013) das **Diasporenvorkommen** im Bereich der hier untersuchten Uferflächen mittels der Aufbaumethode ex situ erfasst. Neben der deutlichen Abweichung des Artenpotenzials der Diasporenbank von den letztendlich in den Vegetationsaufnahmen erfassten Arten, fiel vor allem die deutlich höhere Diasporenmenge oben angeführter Therophyten auf (Kap. 4.5.2.10). Insofern ist davon auszugehen, dass auch in Bereichen oberhalb der eigentlichen Chenopodion-Standorte im Falle einer Störung in Form von kurzzeitigen Fluktuationen Chenopodion-Arten aus einer permanenten Diasporendatenbank aufgehen und fruchten, wobei diesbezüglich der Zeitpunkt des Hochwassers hinsichtlich der Konkurrenz durch ausdauernde Arten entscheidend ist. Folglich sind zur vollständigen Ansprache des floristischen Standortpotenzials neben vegetationskundlichen Aufnahmen an Ufern immer auch Untersuchungen des Diasporenvorrates notwendig.

### 4.3.2 Isoëto-Nanojuncetea bufonii

#### 4.3.2.1 Cyperetalia fusci

Die in zwei Vegetationsaufnahmen vorgefundene Gesellschaft des **Cypero fusci-Limoselletum aquaticae (Oberd. 1957) Korneck 1960** des Verbandes **Elatino-Eleocharition ovatae** (Zwergbinsengesellschaften der Flusssufer und Teichböden) ist vor allem in den wechselfeuchten Bereichen der Bühnenfelder vorzufinden, wie z. B. am Weißenthurmer Werth, Namedyer Werth oder auch nördlich des Hammersteiner Werthes. Häufig ist die einjährige Gesellschaft streifenförmig entwickelt (KRUMBIEGEL 2008), wobei bei km 606,5-607,5-WWr am Weißenthurmer Werth auch großflächigere Vorkommen vorzufinden sind (z. B. Tab. 33).

Auch TÄUBER (2000) dokumentierte das Vorkommen dieser Dauerpioniergesellschaften an der Elbe überwiegend in Bühnenfeldern, was die biotopbildende Bedeutung von Bühnen belegt (siehe Kap. 2.2.2). Als Standorte nennt OBERDORFER (1992b) auch trockengefallene Altwasser, wobei diese im Untersuchungsraum kaum vorhanden sind.

Auch WISSKIRCHEN (1995:256) betonte, dass das Cypero fusci-Limoselletum aquaticae als einzige Elatino-Eleocharition-Gesellschaft am Rhein auf trocken fallendem Schlick der Altarme bzw. nicht unmittelbar am Fluss gelegen sei.

Floristisch hängt die Gliederung stark von Art und Zeitpunkt des Trockenfallens der Flächen unterhalb des Mittelwasserspiegels ab, was sich in den Untersuchungsjahren 2011 und 2012 deutlich zeigte und auch die räumlichen und zeitlichen Übergänge des kleinwüchsigen Cypero fusci-Limoselletum aquaticae in das angrenzende mastigere Polygono-Chenopodietum bzw. in Bidention-Gesellschaften betrifft. In trockenen Jahren kann die Sukzession des Cypero fusci-Limoselletum aquaticae bis zu einem Polygono-Chenopodietum erfolgen (WISSKIRCHEN 1995:256), was in Ansätzen in Aufnahme 725 (Anlage 3 Blatt 1) ersichtlich ist.


Die lichtliebende Gesellschaft ist auf schlammigen Grund vor allem durch spätsommerliche Massenvorkommen des schnell aufblühenden *Limosella aquatica* und *Gnaphalium uliginosum* als Ordnungsart charakterisiert. Die Beschreibung der Gesellschaft von PASSARGE (1965) als Gnaphalio-Limoselletum für die am Unteren Mittelrhein verarmt vorliegende Gesellschaft scheint hier treffender, da die südmitteleuropäische Art *Cyperus fuscus* sehr selten zu finden ist. Dabei scheint *Cyperus fuscus* deutlich anspruchsvoller zu sein und bedarf gegebenenfalls einer längeren Trockenzeit. Es konnte in den beiden Untersuchungsjahren 2011/2012 nicht nachgewiesen werden, wobei allerdings die Art im Zuge einer die vorliegende Arbeit begleitenden Bachelorarbeit bei Untersuchungen von Diasporen bei km 653,45-r

nachgewiesen werden konnte (WELLER 2013). Auch wurde diese Art von HACHTEL et al. (1999) für den Bonner Raum angegeben.

Zudem greift deutlich *Veronica catenata* in diese Gesellschaft hinein und vermittelt zu den Bidention-Gesellschaften als Kontaktgesellschaften. *Veronica catenata* stellt nach PHILIPPI (1984) eine Phragmition-Art dar, hingegen nach OBERDORFER (2001) eine Bidention-Art mit Kontakt zum Phragmition oder Elatino-Elleocharition. Ihre Vorkommen leiten immer wieder am Unteren Mittelrhein von Cypero fusci-Limoselletum aquaticae-Beständen zu Bidention-Beständen über, wobei ein Bezug zum Phragmition kaum ersichtlich ist. Zudem sind in den lückigen Strukturen dieser Gesellschaft meist auch weitere Arten des Bidention mit prostratem Wuchs zu finden.

Tabelle 33: Aufnahmebeispiel eines Cypero fusci-Limoselletum aquaticae (23.09.2011)

Laufende Nummer	437
Fläche	16 m²
Aufnahmedatum	23.09.2011
Lage (Rheinkilometrierung)	606,7-WWr
Gesamtdeckung	45 %
Artenzahl	15
Exposition	-
Inklination	0°
Substrat	s
<i>Veronica catenata</i>	15 %
<i>Lythrum salicaria</i>	10 %
<i>Limosella aquatica</i>	10 %
<i>Persicaria hydropiper</i>	3 %
<i>Rumex obtusifolius</i>	2 %
<i>Rorippa amphibia</i>	2 %
<i>Rumex crispus</i>	2 %
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	1 %
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Juncus effusus</i> , <i>Polygonum aviculare</i> , <i>Potentilla reptans</i> , <i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Mentha spec.</i> , <i>Poa spec.</i> <i>Phalaris arundinacea</i>	


Weißenthurmer Werth

Aber auch Übergänge zum Chenopodion sind erkennbar, was u. a. in der verschiedenen soziologischen Einstufung von *Potentilla supina* ersichtlich ist (WISSKIRCHEN 1995).

Im Bereich des Weißenthurmer Werthes sind sogar in kleinflächigen Teilbereichen Übergänge der vorliegenden Gesellschaft zu Fragmenten des **Littorello-Elleocharitetum acicularis** aus der Klasse der **Littorelletea uniflorae** vorzufinden, wie PHILIPPI (1995) häufiger noch am Oberrhein nachweisen konnte. Auf sandig-schlammigen Böden sind aber nur einzelne kleinflächige Teilbereiche mit Rasen der überschwemmungstoleranten Art *Eleocharis acicularis* in stark strömungsberuhigten, versandeten Bühnenfeldern vorzufinden, die auch durch vorgelegte *Salix alba*-Gebüsche von der Nebenströmung abgetrennt sind. PHILIPPI (1984) zeigte auf, dass die ungewöhnlichen eutrophen Standorte von *Eleocharis acicularis* mit besonderen Wasserstandsschwankungen zu begründen sind und dass *Limosella aquatica* und *Eleocharis acicularis* durchaus als Bindeglieder zwischen den Klassen der Littorelletea und Isoëto-Nanojuncetea aufzufassen sind, was die vorliegenden Untersuchungen auch am Unteren Mittelrhein bestätigen.



### 4.3.3 Phragmitetea australis

#### 4.3.3.1 Phragmitetalia australis

Eine Aufnahme konnte innerhalb des **Phragmition australis** dem **Phragmitetum australis Schmale 1939** zugewiesen werden. Inwiefern der kleine, aber geschlossene Schilfbereich im Bereich der Ahrmündung auf Ansalbungen zurückgeht oder natürlich ist, kann nicht entschieden werden. Allerdings sind im Zuge der Kartierarbeiten immer wieder solche kleinen Schilfflächen aufgefallen, so dass eine natürliche Genese nahe liegt.

Das **Oenantherorippetum amphibiae Lohmeyer 1950** stellt eine „nasse“ Kontaktgesellschaft zum Bidenti-Polygonetum hydropiperis dar (PHILIPPI 1984) und ist vor allem an den stromabgewandten Seiten der Rheininseln, aber auch am einzigen Altarm im Untersuchungsbereich, dem Namedyer Werth, angedeutet. Wie bereits unter Kap. 4.3.1.1 beschrieben, ist eine Zuordnung zu den Röhrichten nicht so offensichtlich, sondern vielmehr zu der Struktur von schmalen Randsäumen des Bidentions. Mit *Rumex hydrolapathum* und *Butomus umbellatus* ist die Gesellschaft strukturell deutlicher dem Phragmition zuzuordnen, wobei auch halbschattige Standortbedingungen wie z. B. am Namedyer Werth toleriert werden.

WISSKIRCHEN (1995:261) erwähnte bereits, dass *Oenanthe aquatica* kaum am Mittelrhein zu finden ist. Auch bei vorliegender Untersuchung gelang nur ein Fund auf dem Weißenthurmer Werth.

Sind die notwendigen Standortbedingungen dieses Kleinröhrichts gegeben, bilden sich im spätsommerlichen Wechselwasserbereich Massenbestände von *Rorippa amphibia* als Dauer-Initialgesellschaft aus. Die gute Anpassung dieser Art an schwankende Wasserstände zeigt sich deutlich in der Bildung von langen, hohlen und flutenden Stängeln, welche die Einwirkungen von Wasserstandsschwankungen ausgleichen (REMY 1996:128). Eine ausgeprägte Polykormonbildung kann auch flächige Bestände wie z. B. im Namedyer Werth (Aufnahme 401; Anlage 3 Blatt 1) bewirken.

Das **Caricetum gracilis Almquist 1929** des Verbandes **Magnocaricion elatae** ist das einzige Seggenried, welches am Unteren Mittelrhein vorzufinden ist und wurde in einer Aufnahme (Aufnahme 119; Anlage 3 Blatt 11) dokumentiert. OBERDORFER (1992b:151) sieht die Assoziation als Gesellschaft feuchter Wiesen und als Ersatzgesellschaft von Auenwäldern. VERBÜCHELN (1990:48) beschreibt am Altrheingebiet bei Düsseldorf das Caricetum gracilis von Gewässerverlandungszonen auch im Bereich des Phalaridetum und stuft die Vorkommen am Rheinufer allerdings lediglich als *Carex gracilis*-Bestände ein, da sie vom Typus der Assoziation abweichen.

KRUMBIEGEL (2003:330) wiederum weist einen Reinbestand am Ufer der Elbe dem Caricetum gracilis zu. Aufgrund der Dominanz von *Carex acuta* und dem ebenfalls starken Vorkommen des Begleiters *Phalaris arundinacea* wurde eine Aufnahme am Unteren Mittelrhein ebenfalls dem Caricetum gracilis zugeordnet.

BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ et al. (1993:102) beschreiben allerdings, dass *Carex acuta* keine längeren Überflutungen verträgt und bei seichten Überschwemmungen mit der Bildung von niedrigen und sterilen Exemplaren reagiert. Dies war auch am Unteren Mittelrhein 2011/2012 zu beobachten, wobei nur sehr vereinzelt fruchtende Pflanzen vorgefunden wurden.

Dem würde allerdings die Beobachtung von WISSKIRCHEN (1995:259) widersprechen, der oft noch unterhalb des Phalaridetum *Carex acuta* auf grobkörnigen Böden beschreibt. Im Untersuchungsraum am Unteren Mittelrhein kommt die Gesellschaft, wie auch KRUMBIEGEL (2008) an der Elbe beschreibt, sehr kleinflächig zwischen Mittelwasserlinie und Böschungskante vor und wäre eher auf Höhe des Phalaridetum anzusiedeln. Auffällig ist am Unteren Mittelrhein auch das gehäufte Vorkommen dieser Art an Flanken von Buhnen und im Bereich von Buhnenwurzeln.

### **Phalaridetum arundinaceae Libbert 1931**

Sehr charakteristisch zeigt vor allem an flachen Ufern, aber gelegentlich auch vorgelagert an steileren Uferformen, ein Band von klonal wachsendem *Phalaris arundinacea* die (Sommer-) Mittelwasserlinie auf; die Gesellschaft wurde in 21 Vegetationsaufnahmen vorgefunden. WISSKIRCHEN (1995:34) verweist sogar auf erste *Phalaris arundinacea*-Bestände von 50-80 cm unter der Mittelwasserlinie und KRAUSE (1982) sieht bei Bonn den Beginn dieser Gesellschaft am unteren Mittelwasserbereich. Ein Beispiel dieser Gesellschaft ist unter Kap. 4.4.2.5 (Tab. 60; S. 192) zu finden.

Diese Reinbestände sind in unterschiedlichem Umfang mit Arten des Potentillion bzw. der Bidentetea durchsetzt (z. B. Aufnahme 673; Anlage 3 Blatt 3). Hingegen stellt KRUMBIEGEL (2003) an der Elbe *Phalaris arundinacea* als sehr verschieden vergesellschaftete Art dar, was am Unteren Mittelrhein nicht der Fall ist und sicherlich durch die deutlich schmalen und hemeroben Uferstrukturen zu verstehen ist. LUDEWIG (1999:59) beobachtete *Phalaris arundinacea* an der Saale insbesondere an steileren Ufern ohne Ausbildung einer amphibischen Zone und geht soweit, hier eine anthropogene Förderung dieser Assoziation durch Maßnahmen des Uferverbau zu sehen. Dass vielmehr *Phalaris arundinacea* in hohem Maße unabhängig vom Uferverbau und Ufersubstrat solche schmalen Uferbänder ausbildet, wird unter Kap. 4.5.1 und in Tab. 63 (Seite 199) weiter ausgeführt.

DIERSCHKE (in FLORAWEB 2013) und auch BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ et al. (1993) plädieren im Gegensatz zur Standardliste (FLORAWEB 2013) für die Abgrenzung von *Phalaris arundinacea*-Säumen an fließenden Gewässern und definieren „echte“ Fließwasserröhrichte als ‚Rorippo-Phalaridetum arundinaceae Kopecký‘, welche dem Phragmition zuzuordnen wären. Auch LUDEWIG (1999:59) verwies auf die syntaxonomisch unklare Zuordnung dieser Bestände.

Das Phalaridetum hat auf jeden Fall innerhalb des Magnocaricion eine Sonderstellung und toleriert z. B. im Vergleich zu *Phragmites australis* mechanische Belastungen, z. B. Halmknicken bei Wellenschlag deutlich besser und kommt so auch in stärkeren Strömungen ausgesetzten Bereichen vor. Dichte Bestände sind meist auch an feuchteren Standorten an der Basis von Böschungen zu finden, z. B. unterhalb der linksrheinischen Promenade in Bonn (km 652,0-655,0-l). Die Beschränkung der Phalarideten auf die Wechselwasserzone ist auch auf die hohe Überschwemmungstoleranz dieses ausdauernden Grases zurückzuführen.

Insofern decken sich die Beobachtungen am Unteren Mittelrhein auch mit den Angaben von OBERDORFER (1992b:156), welcher die Art an stark schwankenden Wasserstand gebunden sieht und deren artenarme Bestände gut Anlandungen und Hochwasser vertragen können. So steht einer guten vegetativen Vermehrungsfähigkeit, die dem Rohrglanzgras eine rasche und dichte Besiedlung neugebildeter Standorte ermöglicht, und die damit verbundene Regenerationsfähigkeit eine geringe Trockentoleranz gegenüber. Aufgrund des stockwerkartigen und bis zu 350 cm tiefen Wurzelsystems ist die Art in der Lage eine periodische Überschichtung mit sandigem oder tonigem Material auszugleichen (BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ et al. 1993:116). Allerdings muss sie dann im trockenen Spätsommer mit starkem Trockenstress kämpfen und wird leicht wieder zurückgedrängt. Hingegen sind Bestände von *Festuca arundinacea* deutlich trockenresistenter und dominieren auch höher gelegen über der Mittelwasserlinie z. B. in Pflasterflächen, wobei *Phalaris arundinacea* überwiegend im unteren Böschungsbereich verbleibt. *Poa palustris* kann am Unteren Mittelrhein hingegen nicht als schwache Charakterart des Phalaridetum gesehen werden (OBERDORFER 2001), sondern weist eine deutlich breitere Standortamplitude auf.

In höher gelegenen Bereichen leitet das Phalaridetum zu dem Cuscuto-Convolvuletum über, so dass auch in geringerem Umfang faziesbildende Bestände der Galio-Urticetea gebildet werden können, welche nach FLORAWEB (2013) ausdrücklich nicht Bestandteil des Phragmition sind. BRANDES & OPPERMAN (1994:598) beschrieben eine *Phalaris arundinacea*-

[Convolvuletalia]-Gesellschaft auch an unteren Uferböschungen und betonen dabei ausdrücklich, dass es sich hierbei um kein Gemisch aus Röhricht und Stauden, sondern um eine homogene Gesellschaft handelt. Die Autoren klassifizieren diese Bestände an der Weser mittels der deduktiven Methode als *Phalaris arundinacea*-[Convolvuletalia]-Derivatgesellschaft und verweisen auf das Konzept der Zwillingsgesellschaften (DIERSCHKE et al. (1983); siehe Kap. 4.3.17). KRUMBIEGEL (2003:331) sieht an der Elbe ebenfalls eine weite Standortamplitude von *Phalaris arundinacea*, aber eben keine solche auffällige Durchdringung mit Arten der Convolvuletalia.

Sicherlich sind solche Bestände am Unteren Mittelrhein auch vorzufinden (z. B. Aufnahme 206; Anlage 3 Blatt 4 bzw. Aufnahme 29; Anlage 3 Blatt 11), müssen hier aber als Übergangsgesellschaften gesehen werden, denn verglichen mit anderen Ufergesellschaften ist das Phalaridetum am Unteren Mittelrhein durch seine Dominanzverhältnisse noch relativ gut abgegrenzt, was sich auch in der eindeutigen Zuordnung von 21 Aufnahmen zu dieser Assoziation zeigt. *Urtica dioica*- oder *Rumex hydrolapathum*-Ausbildungen, wie sie LUDEWIG (1999:60) an der Saar beschreibt, konnten am Unteren Mittelrhein nicht vorgefunden werden.

Auch *Xanthium saccharatum* zeigt nicht, wie KRUMBIEGEL (2003:331) für *Xanthium albinum* an der Elbe beschrieb, eine statistisch nachweisbare Treue zu *Phalaris arundinacea* und kommt am Unteren Mittelrhein meist auf weniger überschwemmten und leicht höher gelegenen sandigen, vor allem aber trockeneren Flächen vor.

Im Zusammenhang mit den spezifischen Standortbedingungen von *Phalaris arundinacea* sind die Beobachtungen in den **Jahren 2011-2012** von Interesse, welche auch die hohe Dynamik von Ufergesellschaften eindrucksvoll demonstrieren: Das sehr trockene Frühjahr 2011 hat zu einer starken Ruderalisierung der bereits früh im Jahr offen liegenden Rohböden im Bereich und unterhalb des Mittelwassers geführt und z. B. in hohem Maße *Melilotus albus*-Bestände hervorgebracht. Ganz anders entwickelte sich die Ufervegetation im Jahr 2012 mit deutlich höheren Wasserständen bis in den Frühsommer hinein (Abb. 8; Seite 27). Diese hohen Wasserstände haben wiederum zu einer deutlichen Dominanz von *Phalaris arundinacea* geführt. Folglich ergeben sich zu identischen phänologischen Terminen an demselben Standort floristisch völlig verschiedene Vegetationseinheiten, wie Abb. 14 exemplarisch für km 647,75-r demonstriert.



Abbildung 14: Entwicklung eines Phalaridetum arundinaceae infolge unterschiedlicher Witterungseinflüsse (km 647,82-r; Aufnahme 202; Anlage 3 Blatt 10)  
 linkes Foto: 29.07.2011: geschlossener *Melilotus albus*-Bestand  
 rechtes Foto: 08.08.2012: verdorrender *Phalaris arundinacea*-Bestand

LOHMEYER (1970a) stellte *Phalaris arundinacea* mit *Rorippa amphibia* und *Poa palustris* als eine der wenigen Arten dar, die winterliche Überflutungen in größerer Menge überleben. Eine weitere Dynamik des Standortes in Abb. 14 ist allerdings schon in der rechten Aufnahme deutlich erkennbar. Nachdem im Spätsommer 2012 eine längere sommerliche Trockenphase eintrat, erlitt *Phalaris arundinacea* schnell starken Trockenstress, so dass die Ufer des Unteren Mittelrheins Ende August 2012 mit einem auffälligen, hellbraunen Band nun wieder vertrocknendem *Phalaris arundinacea* gesäumt waren. 2012 wurden ökologische Standortvorteile und -nachteile von *Phalaris arundinacea* gleichermaßen deutlich und die Überlagerung von sukzessiven und fluktuativen Prozessen offensichtlich. Insofern ist anzunehmen, dass auch die von KRUMBIEGEL (2003:332) beobachteten ruderalisierten *Phalaris arundinacea*-Bestände fluktuative Übergangsstadien und nicht eindeutig abgrenzbare Gesellschaften darstellen. KRUMBIEGEL (2008:333) stellte ebenfalls eine wasserseitige, stellenweise starke Ausbreitung von *Phalaris arundinacea* nach zwei Jahren mit viel Niedrigwasser fest.

Auch VERBÜCHELN (1990) beobachtete 1986 am Niederrhein *Rumex obtusifolius*-Bestände, die sich im darauf folgenden Jahr aufgrund längerer Überflutungen zu artenarmen *Phalaris arundinacea*-Beständen umwandelten. BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ et al. (1993:106) berichteten von einer optimalen Entwicklung von *Phalaris arundinacea* bei hohen Wasserständen bis Anfang Juni und von geringwüchsigen und sterilen Pflanzen bei früh zurückweichendem Hochwasser. Noch höhere Wasserstände, wie im Rahmen des Hochwassers im Juni 2013 zu beobachten waren, drängen allerdings auch *Phalaris arundinacea* wieder deutlich zurück. Auch auf den Bühnen bzw. dem Mündungstrichter der Ahrmündung wurde dieser enorme Unterschied hinsichtlich der Entwicklung von *Phalaris arundinacea* zwischen den beiden Jahren 2011 und 2012 am Unteren Mittelrhein deutlich, so dass sich die Aufnahme 117 (Anlage 3 Blatt 10) aus dem Jahr 2011 im Jahr 2012 einen Einart-Bestand aus *Phalaris arundinacea* darstellt. Insofern ist bei jeder Untersuchung an Flussufern vor Augen zu führen, dass es sich um eine Momentaufnahme eines hochgradig variablen Systems handelt, welches die wasserstandsbedingte Entwicklung vergangener Monate, z. T. sogar Jahre abbildet (siehe hierzu auch TÄUBER & PETERSEN 2000).

#### 4.3.4 Galio-Urticetea

Die Klasse ‚Galio-Urticetea Passarge ex Kopecký 1969‘ wird hier nach Abspaltung von der weit gefassten Klasse der ‚Artemisietea Lohm., Prsg. et Tx. in Tx. 50‘ als eigenständige Klasse betrachtet. Die Klasse beinhaltet nitrophile Säume und Uferhochstauden, so dass sie einen Schwerpunkt der Rheinufervegetation darstellt. Pauschal kann für die gesamte Klasse der Galio-Urticetea am Unteren Mittelrhein festgestellt werden, dass deren Standorte sich durch die anthropogenen Veränderungen und Eingriffe deutlich ausgeweitet haben, wobei hier 10 Aufnahmen lediglich auf Klassenebene eingestuft werden konnten.

Von besonderer Bedeutung ist ***Rubus caesius*** als Klassencharakterart der Galio-Urticetea, wobei die hochfrequente Art zu dem Salicion-Verband überleitet. WISSKIRCHEN (1995:261) ordnet sie oberhalb der Mittelwasserlinie der Weichholzaue an und auch KRAUSE (1982) sieht *Rubus caesius* bis zum oberen Mittelwasserbereich in die Ufer vordringend. *Rubus caesius*-Gesellschaften wie auch weitere Dominanzgesellschaften werden in vorliegender Arbeit als ranglose Gesellschaften des Senecionion beschrieben.

##### 4.3.4.1 Convolvuletalia sepium

Häufig überschwemmte, nitrophytische Uferstauden- und Saumgesellschaften nasser Standorte werden in der Ordnung ‚Convolvuletalia sepium Tx. 1950 em. Mucina 1993‘ (= Calystegietalia Tx. 1950) zusammengefasst. Abweichend von Untersuchungen in Teilbereichen der Elbe von KRUMBIEGEL (2003) spielt diese Ordnung am Unteren Mittelrhein eine zentrale Rolle. Obwohl natürlich meist nur als schmale Streifen ausgebildet, werden Gesellschaften dieser Ordnung am Unteren Mittelrhein aufgrund von steter Gehölzentnahme durch die Wasser- und Schifffahrtsämter häufig auch flächig vorgefunden. Auf die floristisch nur

schwer zu begründende Trennung in zwei Verbände (OBERDORFER 1993a:148), dem *Senecionion fluviatilis* an größeren Flüssen und dem *Calystegion sepium* an kleineren Flüssen, wird hier verzichtet.

LOHMEYER (1971) berichtete, dass die Bestände der *Convolvuletalia* an sich relativ stabil sind, da sie bei guter Nährstoff- und Wasserversorgung den Gehölzanflug „ersticken“. Die Undurchdringlichkeit der Bestände wurde kaum treffender beschrieben als von MOOR (1958:261 zit. in PASSARGE 1976:156):

„Ein Eindringen in solche Bestände gelingt nur unter Aufbietung aller Kräfte und geradezu vandalischer Rücksichtslosigkeit. Unnötig zu sagen, dass dabei ganze Gassen hinterlassen werden. Sind die Dickichte gar von *Convolvulus sepium* oder *Galium aparine* verflochten, dann ist beim Durchwaten ein Buschmesser nötig; denn beim Versuch des Niedertretens werden ganze Nachbarpartien mitgezogen“.

Kennzeichnende Arten sind *Calystegia sepium*, *Symphyotrichum* div., *Silene baccifera*, *Rubus caesius*, *Stellaria aquatica*, *Cuscuta europaea* und *Cuscuta gronovii*, wobei *Cuscuta lupuliformis* inzwischen auch hier für den Unteren Mittelrhein angefügt werden sollte. Insgesamt beinhaltet die wärmeliebende Ordnung viele Stromtalpflanzen und fällt in höher gelegenen Lagen aus (PASSARGE 1976).

Wesentlich sind periodische Überschwemmungen und der hiermit verbundene eutrophe Nährstoffhaushalt. Folglich sind Gesellschaften dieser gut wasserversorgten Ordnung zwischen Mittelwasser und mittleren Hochwasser gelegen.

Als einziger Verband der Ordnung *Convolvuletalia* werden die Flussgreiskraut-Gesellschaften des **Senecionion fluviatilis** als nitrophytische Uferstauden- und Saumgesellschaften von Flüssen zusammengefasst; 24 Aufnahmen als Basalgesellschaften wurden diesbezüglich zugeordnet.

Das **Cuscuto-Convolvuletum sepium Tx. 1947** stellt die kennartenlose Zentralassoziation dieses Verbandes dar, so dass die Verbandscharakterarten *Cuscuta europaea*, *Cuscuta gronovii*, *Symphyotrichum* div., *Silene baccifera* und *Calystegia sepium* hier zuordnungsrelevant sind. LOHMEYER (1975:85) grenzte beim Fehlen von *Cuscuta europaea* noch floristisch verarmte *Convolvuletalia*-Basalgesellschaften bzw. eine ‚*Urtica dioica*-*Calystegia sepium*-Gesellschaft sensu Lohm. (1975)‘ ab, welche nach FLORAWEB (2013) nun ebenfalls in das *Cuscuto-Convolvuletum* integriert werden, so dass keine Kennarten verbleiben. Dieser Vorgehensweise schließt sich auch KASPEREK (1998:134) hinsichtlich seiner Untersuchungen an der Rur an; auch in vorliegender Arbeit wird dieser Assoziationsauffassung gefolgt. SIEDENTOPF (2006:206) wiederum sieht diese Vorgehensweise kritisch, da keine Stromtalpflanze mehr als Kennart auftritt und die Gesellschaft auch an kleineren Flüssen, Bächen, Gräben, aber auch an Waldrändern und als Saumgesellschaft in Dörfern verbreitet sei.

Das *Cuscuto-Convolvuletum* ist eine der bedeutendsten Assoziationen vorliegender Untersuchungen und ist an weitestgehend gehölzfreien Uferbereichen zwischen Mittelwasser und mittleren Hochwasser häufig vorzufinden. LOHMEYER (1975) betonte noch einmal ausdrücklich, dass sie keine reine Saumgesellschaft darstellt, sondern es sich um ausgesprochen heliophile Arten handelt (siehe Kap. 4.4.2.2; Pkt. 14 und Pkt. 17). Die Dominanz dieser Gesellschaft wird durch 76 am Unteren Mittelrhein zugeordnete Vegetationsaufnahmen deutlich unterstrichen.

Der wesentliche Lebensraum stellt die Weichholzaue dar (OBERDORFER 1993a), wobei in naturnahen Räumen vor allem Lücken zwischen den Weidengebüsch gefüllt werden. Durch die Tätigkeiten des Menschen, insbesondere das Freihalten der Sichtschneisen an den Hektometersteinen, aber auch durch die Gehölzbeseitigung an Uferbefestigungen wird die Gesellschaft massiv gefördert. LUDEWIG (1999:86) geht sogar so weit, die Gesellschaft

als reine Ersatzgesellschaft einzustufen, welche sich sukzessiv zu Salicetea-Gesellschaften entwickeln würde. Dies scheint aber pauschal nicht stimmig zu sein. Am Unteren Mittelrhein können (z. B. in der Weichholzaue am Hafen Koblenz (km 595,6-596,5-l)) auch in naturnahen Bereichen Cuscuta-Convolvuletum-Bestände zwar nicht in unmittelbarer Stromnähe, sondern in kleineren Gehölzlücken des Salicion im rückwärtigen Überschwemmungsgebiet beobachtet werden, was von PASSARGE (1993) auch an der Elbe berichtet wird.

Kontaktgesellschaften sind wasserseitig Bidentetea- bzw. Gesellschaften des Phalaridetum und des Potentillion, während landseitig Gesellschaften der Salicetea bzw. des Alno-Ulmion bzw. der jeweiligen Ersatzgesellschaften wie z. B. das Chaerophylletum bulbosi anschließen. Auch konnte LOHMEYER (1970a) bei Daueruntersuchungen die Entwicklung des Cuscuta-Convolvuletum aus dem Polygono-Chenopodietum rubri heraus nachweisen.

Aufgrund einer Vielzahl von weiteren Kontaktgesellschaften zeichnen sich die Convolvuleta-Gesellschaften durch eine geringe Homogenität aus. Letztendlich haben die Zonierungen von Ufern eine Vielzahl von Übergängen zu angrenzenden Gesellschaften zur Folge, welche Autoren zu einer Vielzahl an unterschiedlichen Untergliederungen bewegt haben. Am weitest gehenden akzeptiert ist hierbei die Unterteilung der Assoziation von LOHMEYER (1975:80) in folgende drei **Subassoziationen**:

1. Die Subassoziation ‚Cuscuta-Convolvuletum typicum‘ ist durch *Urtica dioica*, *Calystegia sepium* und weitere Arten auf feinerdereichen Böden geprägt. 52 Vegetationsaufnahmen konnten dieser Subassoziation zugeordnet werden.
2. Die Subassoziation ‚Cuscuta-Convolvuletum aegopodietosum‘ ist in höher gelegenen Bereichen bzw. am oberen Böschungsrand der Ufer anzutreffen und vor allem durch die Trennarten *Lamium album*, *Lamium maculatum*, *Aegopodium podagraria* und *Alliaria petiolata* geprägt; sie vermittelt so bereits zu dem noch ein wenig höher gelegenen Aegopodion und hierbei insbesondere zum Chaerophylletum bulbosi.  
Diese Subassoziation ist bei vorliegender Untersuchung nur schwach erkennbar und konnte lediglich in zwei Aufnahmen festgestellt werden. Vielmehr vermitteln oben genannte Arten zu lückigen Saliceten, was als Folge einer zunehmenden Verbuschung in höher gelegenen Bereichen, außerhalb der Pflegemaßnahmen der Wasser- und Schifffahrtsämter, gesehen werden könnte. Eine zunehmende Verbuschung der Rheinufervegetation wurde auch bereits von LAUDAN & RÜTTEN (2009) am Rhein bei Bonn vermutet.
3. Deutlicher ausgeprägt am Unteren Mittelrhein ist die Subassoziation des ‚Cuscuta-Convolvuletum euphorbietosum esulae‘ auf fluviatilen Grobkiesablagerungen bzw. auf feinerdearmen Bodensubstrat. Charakteristisch für diese Subassoziation ist neben der sehr häufigen Art *Rubus caesius* auch *Euphorbia esula*, *Saponaria officinalis*, *Melilotus altissimus*, *Equisetum arvense*, *Convolvulus arvensis* und *Tanacetum vulgare*. In dieser Subassoziation werden Anklänge an Gesellschaften des Dauco-Melilotion offensichtlich. LOHMEYER (1975) beschrieb noch *Rubus caesius* als die einzige Art, die hier zur Dominanz neigt, wobei zu dem Zeitpunkt seiner Untersuchung die massive Ausbreitung und Dominanzbildung von *Solidago gigantea* noch bevorstand. Aus edaphischen Gründen treten zudem *Urtica dioica* und *Calystegia sepium* stark zurück. Von 22 hier zugeordneten Aufnahmen wurden 14 Aufnahmen auf Pflasterböschungen erfasst, während bei der Subassoziation ‚typicum‘ noch die natürlichen Substrate deutlich überwiegen. Dies und die äußerst geringe mittlere Uferbreite von 10,7 m dieser Bestände zeigen deutlich die hemerobe Überprägung dieser Subassoziation am Unteren Mittelrhein an (z. B. Tab. 34).

In vorliegender Arbeit lassen sich folglich die Subassoziation ‚typicum‘ mit 52 Vegetationsaufnahmen und ‚euphorbietosum‘ mit 22 Vegetationsaufnahmen gut erkennen, während die Subassoziation ‚aegopodietosum‘ mit zwei Aufnahmen kaum ersichtlich ist. Im Prinzip unter-




stützen die hier vorliegenden Daten am Unteren Mittelrhein die Zweiteilung des Senecionion in eine feinerdereichere und eine feinerdearme Subassoziation (siehe Kap. 4.4.2.2; Pkt. 14 und Pkt. 17).

OBERDORFER (1993a) erkennt weiterhin eine **sommerwarme Rasse** des Cuscuto-Convolvuletum mit *Cuscuta gronovii* und *Brassica nigra*; 4 Aufnahmen innerhalb der Subassoziation ‚Cuscuto-Convolvuletum typicum‘ konnten diesbezüglich abgegrenzt werden, wobei OBERDORFER (1993a) auch an dieser Stelle darauf hinweist, dass der Schwerpunkt von *Brassica nigra* im Bidenti-Brassicetum nigrae liegt, also einer Therophyten-Gesellschaft im Gegensatz zu der hier behandelten ausdauernden Assoziation. An dieser Stelle sei auf die Ausführungen zum Bidenti-Brassicetum nigrae (Kap. 4.3.1.1) verwiesen.

Tabelle 34: Aufnahmebeispiel eines ‚Cuscuto-Convolvuletum euphorbietosum esulae‘ (28.07.2011)

Laufende Nummer	186
Fläche	16 m²
Aufnahmedatum	28.07.2011
Lage (Rheinkilometrierung)	609,10-I
Gesamtdeckung	95 %
Artenzahl	22
Inklination	12°
Exposition	E
Substrat	p
<i>Solidago gigantea</i>	27 %
<i>Rubus caesius</i>	12 %
<i>Galium album</i>	8 %
<i>Achillea ptarmica</i>	7 %
<i>Tanacetum vulgare</i>	7 %
<i>Melilotus altissimus</i>	6 %
<i>Equisetum arvensis</i>	6 %
<i>Calamagrostis epigejos</i>	4 %
<i>Silene baccifera</i>	3 %
<i>Potentilla reptans</i>	3 %
<i>Artemisia vulgaris</i>	3 %
<i>Achillea millefolium</i>	3 %
<i>Hypericum perforatum</i>	3 %
<i>Euphorbia esula</i>	1 %
<i>Poa palustris</i>	1 %
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Plantago lanceolata</i> , <i>Clinopodium vulgare</i> , <i>Convolvulus arvensis</i> , <i>Vicia cracca</i> , <i>Carex muricata</i> , <i>Elymus repens</i> , <i>Phalaris arundinacea</i>	



Andernach - Nette-Mündung

Auch definierte LOHMEYER (1975) das ‚**Euphorbio esulae-Carduetum ass. nov.**‘ als eine neue (regionale) Assoziation des Rheinuferes auf feinerdearmen Kiesböden, welche sich allerdings nicht in seiner Konzeption durchsetzen konnte.

Im Wesentlichen soll sie durch Rohbodenpioniere und Tiefwurzler auf kiesigen Böden wie *Euphorbia esula*, *Melilotus altissimus*, *Melilotus albus*, *Cirsium arvense*, *Verbascum nigrum*, *Linaria vulgaris*, *Saponaria officinalis*, *Achillea millefolium* und auch *Festuca arundinacea* geprägt sein. Der Autor beschreibt die Aufnahmen aus der Region als eigenständige, vom niedriger gelegenen ‚Cuscuto-Convolvuletum euphorbietosum esulae‘ überleitende Gesellschaft des Onopordion-Verbandes. Auch Pflastervegetation z. B. bei Brohl beschreibt LOHMEYER (1975:91) als ‚Cuscuto-Convolvuletum euphorbietosum esulae‘ und dem ‚Euphorbio esulae-Carduetum ass. nov.‘ nahe stehend.

In der aktuellen Syntaxonomie der Standardliste (FLORAWEB 2013) wird diese Gesellschaft als eigenständiges Syntaxon nicht akzeptiert, wobei PASSARGE in ihr einen "Auenkomplex von *Poo angustifoliae*-*Euphorbietum esulae* (Raabe 1956) *Passarge* 1989 (*Agropyretalia repentis*) x *Carduetum acanthoidis* (*Onopordetalia*)" sieht. Allerdings sind insbesondere in niederschlagsarmen Jahren auffällige Übergänge des Senecionion zu dem Onopordion in ufernahen Kiesbereichen ersichtlich, welche nur schwer syntaxonomisch zu erfassen sind. Besagte Übergangszustände werden unter Kap. 4.4.2.2 mittels numerischer Syntaxonomie und dem COCKTAIL-Algorithmus deutlicher ersichtlich.

Die Onopordion-Art *Carduus acanthoides* wird, wie auch LOHMEYER (1975) feststellt, vom Neuwieder Becken nach Norden deutlich seltener, was auch in vorliegender Untersuchung bestätigt werden kann. WISSKIRCHEN (1995:264) sieht diese Gesellschaft am Rhein auf fluviatilen Kiesablagerungen selten und betont dessen schwierige syntaxonomische Abgrenzung. Es liegt die Vermutung nahe, dass das ‚*Euphorbio esulae*-*Carduetum* ass. nov.‘ gegebenenfalls eine Regionalassoziation darstellt.

Eine andere Untergliederung unternimmt PASSARGE (1976:142), welcher neben der typischen Subassoziation als ‚*Cuscuta*-*Convolvuletum typicum* Kopecký 69‘ eine Subassoziation mit Nässezeigern wie *Lysimachia vulgaris*, *Lythrum salicaria* oder auch *Galium palustre* tiefer gelegener Standorte als ‚*Cuscuta*-*Convolvuletum lythretosum* subass. nov.‘ abgrenzt. Letztere Ausbildung konnte am Rhein allerdings kaum erkannt werden, wobei steilere Ufer hierfür ausschlaggebend sein dürften.

Sicherlich ist auch bei vorliegender Assoziation die Bildung einer Vielzahl von Fazies möglich. LUDEWIG (1999) differenzierte bei ihren Untersuchungen an der Saar eine *Phalaris arundinacea*-, *Humulus lupulus*-, *Persicaria lapathifolia*-, *Cirsium arvense*- und eine *Rubus caesius*-Ausbildung, wobei letztere von BRANDES & OPPERMANN (1994:598) an der Weser auch erfasst wird und sie auch am Unteren Mittelrhein häufig vorzufinden ist. LOHMEYER & SUKOPP (1992:38) erkennen weiterhin auf tiefer gelegenen Flächen eine *Helianthus tuberosus*-Fazies am Unteren Mittelrhein. Auch die fließenden Übergänge z. B. zum *Salicetum albae* oder zu Gesellschaften des Potentillion würden zur Bildung weiterer Fazies führen und zeigen die Komplexität dieser Ufergesellschaften auf.

Nach OBERDORFER (1993a:149) ist das **Senecionetum fluviatilis** als kontinentale Vikariante zum atlantischer gelegenen *Cuscuta*-*Convolvuletum* aufzufassen. Allerdings dringt mit *Silene baccifera* eine Assoziationskennart des Senecionetum bis zum Unteren Mittelrheintal vor. Hinsichtlich *Senecio sarracenicus* gibt es historische Fundnachweise, wobei die Art aktuell allerdings nur im Bereich der Siegmündung außerhalb des hier betrachteten Untersuchungsraumes nachgewiesen werden konnte. Inwiefern *Silene baccifera* auf das Senecionetum fluviatilis beschränkt ist und hier dessen Fragmente vorliegen oder die Art auch in weiteren Gesellschaften der *Convolvuletalia* zu finden ist (OBERDORFER 2001, SIEDENTOPF & BRANDES 2001), muss an dieser Stelle offen bleiben.

### **Rubus caesius-Gesellschaft**

In der Standardliste (FLORAWEB 2013) werden dominante *Rubus caesius*-Gesellschaften in der Klasse Galio-Urticetea als ranglose Gesellschaften geführt, so dass 15 Aufnahmen bzw. 9 weitere Aufnahmen des unten diskutierten ‚*Cuscuta* lupuliformis-*Rubetum caesii* ass. nov.‘ hier zugeordnet wurden.

*Rubus caesius* scheint im Bereich der *Convolvuletalia* die optimalen Standortbedingungen anzutreffen, auch wenn diese *Rubus*-Art außerhalb der Aue und der hier betrachteten Region auf deutlich trockeneren Habitaten eine weitere Gesellschaft des ‚*Elymo*-*Rubetum caesii* ass. nov.‘ innerhalb des Verbandes *Convolvulo*-*Agropyron repentis* aufbaut (DENGLER 1997) (siehe auch Kap. 4.4.2.2; Pkt. 14). Die Zuordnung zur letzteren Gesellschaft ist auch in An-



betrachtet der breiten Standortamplitude von *Rubus caesius* in den Uferbereichen des Unteren Mittelrheins nicht zutreffend. Vielmehr sind hier *Rubus caesius*-Dominanzbestände mit Convolvuletalia-Begleitarten deutlich dem Senecionion zuzuordnen, was von VERBÜCHELN (1990) am Niederrhein ebenfalls bestätigt wird. Auch OBERDORFER (2001) ordnet die Art der Ordnung Convolvuletalia zu.

Vor allem unmittelbar oberhalb des Mittelwasserspiegels dominiert die überflutungstolerante Art *Rubus caesius* und profitiert zudem von dem Uferverbau, welcher häufig in Form von Dominanzbeständen überrangt wird (siehe ‚Cuscuta lupuliformis-Rubetum caesii ass. nov.‘). Bezeichnenderweise fand KRUMBIEGEL (2003) die Art an naturnäheren Ufern an der Elbe bei weitem nicht so häufig vor. Dies würde auch die von SCHMITZ & LÖSCH (1995) bereits im Zusammenhang mit den *Cuscuta*-Untersuchungen gemachten Beobachtungen untermauern, welche *Rubus caesius* aufgrund des jeweiligen Ausbaugrades prioritär an Prallhängen sieht. Gegebenenfalls ist die Standortpräferenz des bis zu 2 m tief wurzelnden Rohbodenpioniers in kontinentaleren Bereichen auch von den mehr atlantisch geprägten Bereichen des Rheinlandes verschieden und folglich sind DENGLERS Beobachtungen großräumig zu interpretieren.

Auch LUDEWIG (1999:100) schreibt den Beständen von *Rubus caesius* an der Saar einen ruderalen und aktuell anthropogen gestörten Charakter zu. Im Bereich des Unteren Mittelrheins ist die Art allerdings in Uferclustern aller Hemerobiegrade vorzufinden, so dass, wie unter Kap. 4.5.2 zu zeigen ist, sie regional nicht als Hemerobie-Zeiger einzustufen ist. Die Steilheit des Ufers begünstigt den Kriechpionier *Rubus caesius*, was aber die Ergebnisse von LOHMEYER (1981) nicht ausschließt, der *Rubus caesius* ebenso wie in vorliegender Arbeit auch auf sandig-lehmigen und steinigen Bodenmaterialien findet. Überhaupt zeigt sich *Rubus caesius* hinsichtlich des Substrates am Unteren Mittelrhein indifferent. Auffällig ist allerdings die häufige Dominanz dieser Art auf Befestigungen mit Wasserbausteinen. So zeigen von 80 Vegetationsaufnahmen im Bereich von Wasserbausteinen 69 Aufnahmen das Vorkommen von *Rubus caesius* auf.


*Rubus caesius* ist zudem in vielen Hochstaudenfluren von z. B. *Solidago gigantea* oder *Melilotus altissimus* als bodennahe untere Krautschicht vorzufinden, was die Abschätzung von Deckungsgraden teilweise erschwert.

Wie bereits eingangs angedeutet, grenzen SCHMITZ & LÖSCH (1995) im Rahmen ihrer *Cuscuta*-Untersuchungen am Niederrhein das Cuscuto-Convolvuletum von einem **Cuscuta lupuliformis-Rubetum caesii ass. nov.** im Bereich von Steilufern ab. Solche Bestände, welche nach SCHMITZ & LÖSCH (1995) ihren Schwerpunkt in artenarmen, dichten Beständen der sehr tief wurzelnden Art *Rubus caesius* auf stark besonnten Bruchsteinen oder Wasserbausteinen haben, konnten bei hier vorliegender Untersuchung ebenfalls beobachtet und dokumentiert werden (Tab. 35), wobei allerdings *Arrhenatherum elatius* als schwache Trennart nicht bestätigt werden kann – es sind diesbezüglich keine statistisch relevanten Treue-Werte belegbar. Mit 9,6 Arten pro Aufnahme gehört diese Assoziation zu den artenärmsten Gesellschaften in vorliegender Untersuchung.

Die Standorte zeichnen sich auch am Unteren Mittelrhein durch einen starken Uferverbau aus. Die dieser Gesellschaft zugeordneten Aufnahmen haben eine mittlere Inklination von 22,2°, welche insofern deutlich steiler ist als der Mittelwert aller Aufnahmen von 16,8°. Sicherlich setzt sich die postulierte Gesellschaft auch von obigen, schattenverträglicheren und auf feinerdeärmeren Böden vorkommenden Cuscuto-Convolvuletum-Gesellschaften deutlich ab. Inwiefern dies die Postulierung einer eigenen Gesellschaft rechtfertigt, ist eher eine Frage hinsichtlich des syntaxonomischen Gesamtkonzeptes; aufgrund ihrer charakteristischen Ausprägung wurde sie hier allerdings abgegrenzt, so dass 9 Aufnahmen dieser Gesellschaft zuzuordnen wären. Auffällig ist, dass hierbei 8 Aufnahmen mit Wasserbausteinen als Substrat erfasst werden. Die postulierte Gesellschaft könnte folglich auch als hemerobe

Ausprägung der *Rubus caesius*-Gesellschaft gesehen werden, so dass die Frage im Raum steht, inwiefern diese formulierte Gesellschaft sich von der *Rubus caesius*-Gesellschaft als Galio-Urticetea-Basalgesellschaft differenziert, da das Vorkommen des Vollparasiten *Cuscuta lupuliformis* auf Überschwemmungen (LÖSCH et al. 1995) im unmittelbaren Uferbereich zurückzuführen ist. Wie unter Kap. 4.2.4 angeführt, wäre diesbezüglich ebenso eine Gesellschaft ‚*Cuscuta gronovii*-Solidaginetum gigantea ass. nov.‘ abzugrenzen.

Tabelle 35: Aufnahmebeispiel eines ‚*Cuscuta lupuliformis*-Rubetum caesii ass. nov.‘ (10.09.2012)

Laufende Nummer	748	
Fläche	15 m²	
Aufnahmedatum	10.09.2012	
Lage (Rheinkilometrierung)	606,3-WWr	
Gesamtdeckung	95 %	
Artenzahl	8	
Inklination	40°	
Exposition	E	
Substrat	ss	
<i>Rubus caesius</i>	90 %	
<i>Rorippa austriaca</i>	2 %	
<i>Cuscuta lupuliformis</i>	2 %	
<i>Urtica dioica</i>	1 %	
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Festuca arundinacea</i> , <i>Impatiens glandulifera</i> , <i>Salix alba</i> , <i>Lactuca serriola</i>		

Weißenthurmer Werth

In der Standardliste (FLORAWEB 2013) ist inzwischen die von PASSARGE als "Cuscutetum lupuliformis" bezeichnete und bei SCHUBERT et al. (2001) ‚*Achilleo salicifoliae*-Cuscutetum lupuliformis (Hueck 1930) R. Tx. 1950‘ genannte Gesellschaft als Senecionion fluviatilis-Basalgesellschaft aufgeführt. Die Beschreibung von PASSARGE (1993), dass *Cuscuta lupuliformis* unverkennbar *Salix triandra* als Wirt bevorzugt und diese Gesellschaft mehr im Bereich von Filipendulion-Stauden die unmittelbare Stromnähe meidet, zeigt auch auf, dass diese Gesellschaft nicht mit der hier vorgeschlagenen Assoziation von SCHMITZ & LÖSCH (1995) gleichzusetzen ist.

### **Humulus lupulus-Gesellschaft**

PASSARGE (1993:344) grenzte innerhalb der Ordnung Convolvuletalia zwei Strukturtypen aus und trennte Schleiergesellschaften als eigenen Verband des ‚Humulo-Fallopion dumetorum Pass. 1965‘ von den fluviatilen Staudengesellschaften ab, wobei in der Standardliste (FLORAWEB 2013) dieser Unterteilung nicht mehr gefolgt wird und Schleiergesellschaften als Senecionion-Basalgesellschaften gesehen werden. In vorliegender Untersuchung wurden 5 Aufnahmen einer solchen ***Humulus lupulus*-Basalgesellschaft** zugeordnet, welche alle an sehr schmalen, steilen, stark verbauten und folglich deutlich hemeroben Ufern in artenarmen Beständen vorgefunden wurden.

Neben dem ‚*Cuscuta*-Humuluetum lupuli Pass. (1965) 1993‘ wird von PASSARGE (1993) auch ein ‚*Fallopia*-Cucubaletum bacciferi Pass. (1964) 1976‘ als Schleiergesellschaft abgegrenzt, welche von *Silene baccifera*, *Fallopia dumetorum* und *Humulus lupulus* bestimmt wird. SIEDENTOPF & BRANDES (2001:489ff.) diskutieren im Zusammenhang mit der syntaxonomischen Position von *Silene baccifera* diesen Verband und stellen ihn als aus strukturellen Gründen sinnvoll, aus floristischen Gründen jedoch als nicht zu halten dar, da vorliegende Schleiergesellschaften bis auf die jeweilige dominierende Art meist sehr heterogen sind.

Auch stellen die Autoren diese Artengemeinschaften häufig an anthropogenen Sonderstandorten fest, was eine Gesellschaftszuordnung weiter erschwert (Kap. 4.4.2.2; Pkt. 23).

Einer Ausgrenzung von Schleiergesellschaften im Bereich der Convolvuletalia am Unteren Mittelrhein kann ebenfalls nicht gefolgt werden, da diese nur sehr kleinflächig vorzufinden sind, unmittelbar in Gehölzbereiche übergehen und von diesen kaum abzugrenzen sind. Auch ist *Silene baccifera* am Unteren Mittelrhein deutlich in der Weichholzaue bzw. im Senecionion als deren Ersatzgesellschaft positioniert, was von der Einschätzung von SIEDENTOPF (2006:172) abweicht, welche an der Elbe die Art bei weitem nicht so ufernah einstuft. Die Einschätzung und die Abgrenzung eines ‚Fallopio-Cucubaletum bacciferi Pass. (1964) 1976‘ von SIEDENTOPF (2006) und PASSARGE (1993) haben ihre Ursachen wohl in dem strukturell deutlich differierenden Untersuchungsraum im östlichen Deutschland. Dort ist diese Gesellschaft besonders in den rückwärtigen Überschwemmungsgebieten und Altwasserrinnen ausgebildet, die hier am Unteren Mittelrhein in der Form nicht vorgefunden werden können.

Es bleibt festzuhalten, dass regionale Unterschiede immer wieder zu verschiedenen Gesellschaftsauffassungen führen. So berichtete z. B. VERBÜCHELN (1990) vom Niederrhein bei Düsseldorf, dass die Senecionion-Assoziationen bereits 50 km nördlich des Unteren Mittelrheins bei weitem nicht so artenreich ausgebildet sind.

### **Neophytendominanzbestände**

Hinsichtlich der Klassifizierung von Neophytendominanzbeständen wird eine Vielzahl unterschiedlicher Ansichten vertreten (SIEDENTOPF 2006:174, FLORAWEB 2013). LOHMEYER & SUKOPP (1992) stellten so bei Analyse der **Gesellschaftszugehörigkeit** von Agriophyten fest, dass dominante Agriophyten Derivat-Gesellschaften bilden, die teilweise keinen Rückschluss mehr auf die Gesellschaften zulassen, die sie verdrängt haben, und folglich kaum nach der Vegetation klassifiziert werden können, in die sie eingedrungen sind.

Hingegen führt RENNWALD (2000) aus, dass Neophytendominanzbestände sich z. T. in bestehende Gesellschaften einordnen lassen und so in den meisten Fällen nicht getrennt aufgeführt werden müssen. Allerdings ergänzt der Autor später:

„In keiner anderen Klasse spielen Neophyten eine so große Rolle wie bei den Galio-Urticetea und hier vor allem bei den Convolvuletalia sepium und dem Senecionion fluviatilis. Viele dieser Neophyten neigen zu Faziesbildungen und treten daher bestandsbildend auf, so dass für sie - insbesondere in der „ostdeutschen Schule“ - schon eine Vielzahl von Assoziationsnamen vorgeschlagen wurden. Dazu kommen eine Vielzahl rangloser Gesellschaften, die teilweise als Basalgesellschaften von Verbänden, Ordnungen oder der Klasse geführt werden. Nicht wenige dieser Neophyten dringen in ganz verschiedene Gesellschaften ein. Oftmals ist die Zuordnung zur früheren Assoziation noch erkennbar, ansonsten die Zuordnung zu höheren Einheiten.“

Im Folgenden werden neophytische Bestände, aber auch die *Rubus caesius*-Gesellschaft der Standardliste folgend (FLORAWEB 2013) deduktiv als Galio-Urticetea-Basalgesellschaften bzw. Dominanzgesellschaften eingestuft, da eine einzelne Zentralassoziation der komplexen Situation nicht gerecht werden würde. Abweichend hiervon werden *Symphyotrichum*-Bestände, welche überwiegend im Bereich des Senecionion platziert sind, allerdings auf Ordnungsebene eingefügt, was SIEDENTOPF (2006:179) an der Elbe ebenfalls feststellen kann.

### **Impatiens glandulifera-Gesellschaft**

Vom Fuße des Himalayas stammt *Impatiens glandulifera*, welches in seiner Heimat durchaus nicht häufig ist (E. FISCHER - mdl. Mitteilung) und als Gartenpflanze eingeführt wurde. Die Produktion von 2000 Samen pro Pflanze/Jahr und eine Haltbarkeit der Samen von über 6 Jahren (SCHULDES 1995) ermöglichen immer wieder eine schnelle Besiedlung offener Standorte. Dies, verbunden mit einer effizienten natürlichen Fernverbreitung und mit anthropogenen Verbreitungsmechanismen sind wesentliche Ursachen der schnellen Expansion dieser einjährigen Art. Allerdings stellte SCHULDES (1995) fest, dass das Diasporenpotential im Boden für die Wiederbesiedlung im kommenden Jahr kaum von Bedeutung ist und die Reproduktion immer wieder auf frisch eingetragene Samen angewiesen ist. Dies wird auch durch eine die vorliegende Untersuchung begleitende Bachelorarbeit (WELLER 2013) hinsichtlich des Diasporenpotenzials der Ufer des Unteren Mittelrheins bestätigt. *Impatiens glandulifera* konnte hierbei im Diasporenreservoir nicht nachgewiesen werden.

BRANDES & OPPERMAN (1994) ordneten an der Weser sämtliche *Impatiens glandulifera*-Dominanzbestände der Ordnung Convolvuletalia zu. Eigene Assoziationen hinsichtlich des Drüsigen Springkrautes, wie das vorgeschlagene ‚Impatienti-Convolvuletum Hilbig 72‘ werden in vorliegender Untersuchung nicht abgetrennt, sondern als ranglose Gesellschaften dem Senecionion zugeschlagen, wobei diesbezüglich lediglich eine Aufnahme (Aufnahme 553; Anlage 3 Blatt 11) im Untersuchungsraum zugeordnet wird; viele weitere Bestände stellen den krautigen Unterwuchs im Bereich des Salicion dar. VERBÜCHELN (1990) schlägt vor die *Impatiens glandulifera*-Bestände als Fazies der jeweiligen autochthonen Gesellschaft zu führen, welche am ehesten beim ‚Cuscuta-Convolvuletum typicum‘ anzusiedeln wären. Da diese auch aufgrund der Dominanz von *Impatiens glandulifera* teilweise kaum erkennbar sind, ist eine ranglose Gesellschaft jedoch schlüssiger. Auch OBERDORFER (1993a) weist auf die Schwierigkeiten der Zuordnung dieser Bestände zu einer bestimmten Fazies einer Assoziation hin, so dass sie einer höheren Einheit zugeordnet und als Galio-Urticetea-Gesellschaften eingestuft werden.

LOHMEYER & SUKOPP (1992) beschreiben *Impatiens glandulifera* als „Lückenfüller“ ohne Verdrängung oder Unterdrückung anderer Arten, während SCHWABE & KRATOCHWIL (1991) eine Verdrängung von heimischer Vegetation feststellen, auch wenn die Autoren dabei gleichzeitig den hohen faunistischen Wert von *Impatiens glandulifera* als spezialisierte Hummelblume betonen. Eine völlige Verdrängung einheimischer Arten sehen auch BRANDES & SANDER (1995b) nicht und KOWARIK & BOYE (2003) schreiben *Impatiens glandulifera* aufgrund der erst im Hochsommer auftretenden Ausdunkelungseffekte und der jährlich stark schwankenden Abundanzen deutlich geringere Verdrängungseffekte zu als z. B. *Helianthus tuberosus*, *Solidago*- oder *Fallopia*-Arten.

Interessanterweise weist *Impatiens glandulifera* inzwischen ein weites Spektrum an Standorten auf. Allerdings wird der von LOHMEYER & SUKOPP (1992:52) beschriebene Standort: „besonders viel nach Hochwasser an Wuchsplätzen aus Pflanzenresten“ derzeit auffällig von dem noch relativ neuen nordamerikanischen Neophyten *Impatiens capensis* präferiert, auch wenn diese Art autoökologisch *Impatiens noli-tangere* viel näher steht und mit dieser Art weitgehend überlappende Standortansprüche besitzt (LÖSCH et al. 2007). Nach SCHMITZ (2003) hat sich *Impatiens capensis* ausgehend vom Botanischen Garten in Marburg über das Lahntal hinab in das Rheintal ausgebreitet. Von 10 Nachweisen im Rahmen vorliegender Untersuchung, wurde *Impatiens capensis* in 7 Fällen in Getreiselakkumulationen in halbschattigen und sehr naturnahen Situationen des Salicion nachgewiesen, wobei immer wieder Akkumulationen von Schwemmgut und Getreibsel in kleinen Lichtungen besiedelt wurden. Hinsichtlich der Invasivität weist SCHMITZ (2003) darauf hin, dass in dem bereits seit längerem besiedelten Großbritannien *Impatiens capensis* sich deutlich langsamer ausbreitet als *Impatiens parviflora* oder *Impatiens glandulifera*; zumindest kann vermutet werden, dass die Initialhabitate zu Beginn der Ausbreitung für beide neophytischen *Impatiens*-Arten in der Aue deutliche Parallelen aufweisen.

*Impatiens glandulifera* scheint deutlich von **Hochwassersituationen** abhängig zu sein, so dass die Art nach KASPEREK (2004) in verschiedenen Jahren in sehr unterschiedlichen Mäßen auftritt. LUDEWIG (1999:113) geht an diesem Punkt sogar so weit, diese Gesellschaften an ihren jeweiligen Standorten als nicht beständig einzustufen. Bleiben Hochwasser aus, setzen sich wieder vermehrt mehrjährige Arten durch wie z. B. *Phalaris arundinacea*, während der Therophyt *Impatiens glandulifera* sich jedes Jahr erneut durchsetzen muss und auch leicht durch Spätfröste und Trockenheit geschädigt wird. Hierbei ist nicht nur die Höhe, sondern insbesondere der Zeitpunkt des Hochwassers entscheidend. Winterhochwasser fördert den hydrochoren Samennachschub. KASPEREK (2004) sieht eine besondere Empfindlichkeit der Keimlinge von *Impatiens glandulifera* bei Überschwemmungen im März und April, welche durch das Hochwasser 2013 am Unteren Mittelrhein innerhalb der Vegetationsperiode bestätigt wurde. Hierbei zeigen sich auch geringfügige Unterschiede in der Höhe der Lage von Weichholzaunen über Mittelwasser als ausschlaggebend. Exemplarisch wurden in der nur wenig tiefer gelegenen Weichholzzone der Ahrmündung die *Impatiens glandulifera*-Bestände zugunsten von Therophyten-Beständen deutlich geschwächt, während dies in der geringfügig höher gelegenen Weichholzaue des Namedyer Werthes nur im unmittelbaren Uferbereich der Fall gewesen ist. In einem späteren Entwicklungszustand scheint die Art wiederum deutlich robuster auf Hochwassersituationen zu reagieren, wobei die Bildung von Adventivwurzeln an niedergedrückten Stängel auffällig ist.

LOHMEYER & SUKOPP (1992) positionieren die Art bis an den sommerlichen Mittelwasserbereich reichend und bei Trockenheit auch auf das Phalaridetum arundinaceae und gar das Chenopodietum rubri übergreifend.

LOHMEYER & SUKOPP (1992:54) beschreiben das **Namedyer Werth** als eines der ältesten Vorkommen von *Impatiens glandulifera* am Mittelrhein, wo die Art bereits 1966 im Convolvulo-Angelicetum archangelicae (= *Angelica archangelica*-reiche Variante des ‚Cuscuta-Convolvuletum typicum‘) nachgewiesen wurde. Mit der Ausbreitung von *Impatiens glandulifera* sieht LOHMEYER auch eine geringere Artenzahl des Standortes begründet. 2011 ergibt sich hinsichtlich der Expansion von *Impatiens glandulifera* ein weit vorangeschrittener Zustand, wobei *Angelica archangelica* als Begleiter allerdings vollständig verschwunden ist. Für die Ahrmündung werden von KRAUSE (1990a) 1975 die ersten Exemplare von *Impatiens glandulifera* nachgewiesen.

Allerdings kann durch den Verfasser vorliegender Arbeit gerade am Namedyer Werth beobachtet werden, dass im Verlauf der letzten 15 Jahre sich in den niedrig gelegenen Bereichen der Weichholzaue *Impatiens glandulifera* mit einem konstant hohen Deckungsgrad etabliert hat. Hierbei sind kaum hochwasserbedingte Fluktuationen hinsichtlich der Abundanz festzustellen. Es ist anzunehmen, dass auch am Namedyer Werth eine hohe Überschwemmungsfrequenz *Impatiens glandulifera* fördert.

Zusammenfassend ist deutlich ersichtlich, dass sich die Standorte der dominanten Neophyten am **Unteren Mittelrhein** hinsichtlich der Standortbedingungen differenzieren, wobei durchaus auch Überschneidungen festzustellen sind (Tab. 36).

Tabelle 36: Präferenzen dominanter Neophyten im Bereich der Weichholzaue

	<b>Feuchtigkeit</b>	<b>Licht</b>	<b>Überschwemmungstoleranz</b>
<i>Helianthus tuberosus</i>	feucht	sonnig - halbschattig	geringe Überschwemmungen
<i>Impatiens glandulifera</i>	feucht	halbschattig - sonnig	Überschwemmungen
<i>Symphyotrichum</i> div.	mäßig feucht	sonnig	Überschwemmungen
<i>Solidago gigantea</i>	mäßig feucht	sonnig	keine Überschwemmungen

LOHMEYER & SUKOPP (1992) stellen *Impatiens glandulifera* als äußerst **schattentolerant** dar, was sich durch vorliegende Untersuchungen bestätigen lässt. Die Standorte sind gerne im

Bereich von Gehölzrändern gelegen und greifen von dort in das lichte Salicetum albae über (z. B. Leutesdorfer Aue (km 616,0-617,0-r), Naturschutzgebiet Graswerth (km 597,0-598,5-r)). Vielmehr scheint *Impatiens glandulifera* gerne im Übergang zum Salicetum albae und in selbigem *Solidago gigantea*-Bestände abzulösen, was aufgrund des Wasserbedarfes von *Impatiens glandulifera* nicht überrascht. Folglich wird die Art von OBERDORFER (2001) als Differentialart des Salicion eingestuft.

Während die durchschnittliche Beschattung aller Untersuchungsflächen 32 % beträgt, sind die Aufnahmen mit *Impatiens glandulifera* zu 42 % beschattet, was die Präferenz für halbschattige Standorte belegt. Ebenfalls die Arten mit den höchsten Treuewerten zu *Impatiens glandulifera* zeigen halbschattige Standorte an (Tab. 37). KOWARIK & BOYE (2003) stellen selbige Schattentoleranz als „Erfolgsgeheimnis“ dieses Neophyten dar, da er an schattigeren Standorten durch ein enormes Höhenwachstum indigene Vegetation überwächst, wobei die eigentliche „Schattentoleranz“ zum hohem Anteil eigentlich ein Schutz vor zu starker Transpiration darstellt, welcher aufgrund des hohen Wasserbedarfes benötigt wird. Diesbezüglich berichtet DERICKS (2006), dass mit einer gesteigerten Evapotranspiration in Auenwäldern gerechnet werden kann, da die gebietsfremde *Impatiens*-Art um gut ein Drittel mehr Wasser transpiriert als die autochthonen *Urtica*-Bestände.

Tabelle 37: Treuewerte ( $u_{hyp}$  siehe Kap. 4.4.2.1) von *Impatiens glandulifera* (750 Datensätze; Vorkommen von *Impatiens glandulifera* in 181 Datensätzen; Maximalwert von  $u_{hyp}$ : 27,37)

Rang	Art	Treue-Wert $u_{hyp}$	Vorkommen einer Art : Vorkommen mit <i>I. glandulifera</i>
1.	<i>Impatiens glandulifera</i>	27,37	181:181
2.	<i>Urtica dioica</i>	8,84	305:125
3.	<i>Brassica nigra</i>	7,56	77:46
4.	<i>Salix x rubens</i>	6,88	33:25
5.	<i>Galium aparine</i>	6,56	53:33
6.	<i>Stellaria nemorum</i>	6,38	14:14
7.	<i>Calystegia sepium</i>	6,03	81:42
8.	<i>Arctium lappa</i>	5,66	82:41
9.	<i>Sambucus nigra</i>	5,33	42:25
10.	<i>Stellaria aquatica</i>	4,96	42:24
11.	<i>Salix alba</i>	4,81	13:11

Auf jeden Fall ist die einjährige Art am Unteren Mittelrhein immer an Hochwasser-Bereiche gebunden, wobei sogar „safe-sites“ in Wasserbausteinen besiedelt werden. Ausbleibende Störungen würden, wie LOHMEYER & SUKOPP (1992) vermuten, mehrjährige Arten fördern, welche wiederum *Impatiens glandulifera* stetig überwachsen und verdrängen würden.

Nach BRANDES & OPPERMAN (1994) wird die Ausbreitung von *Impatiens glandulifera* zu meist mit dem Gewässerbau in Verbindung gebracht und nach Untersuchungen im Harz und seinem Vorland auch vom Vorhandensein einer entsprechenden Gewässerdynamik und damit verbundenen Erosionsschäden der Ufer abhängig gemacht. Sicherlich bestehen bei ausgebauten, verhältnismäßig steilen Uferböschungen keine bzw. deutlich geringere Möglichkeiten der Etablierung.

Offenstandorte sind auf jeden Fall notwendig für die Initialbesiedlung, wie z. B. Renaturierungsarbeiten an der Nette-Mündung in unmittelbarer Nähe des hier untersuchten Raumes im Jahr 2005 deutlich aufzeigten.

Auch wird in Bezug zu *Impatiens glandulifera* immer wieder die **Verdrängung** indigener Arten diskutiert. Dies wird von den meisten Autoren hinsichtlich *Impatiens glandulifera* allerdings deutlich in Frage gestellt bzw. verneint (z. B. KOWARIK & BOYE 2003:206). SCHULDES



(1995) spricht von lokal erheblichen Verdrängungseffekten, welche aber nicht so stark sind wie bei *Fallopia japonica*. LÖSCH et al. (2007) weisen hierzu ergänzend auf allelopathische Effekte bei Dominanzbeständen von *Impatiens glandulifera* hin. Ursächlich wird seitens SCHULDES (1995) auch die hohe Streuauflage der einjährigen Art und der damit verbundenen Behinderung der Keimung weiterer Arten genannt. Diese Auffassung kann hinsichtlich der Beobachtungen am Unteren Mittelrhein geteilt werden.

Einzelne Flächen, zumeist in lichten *Populus*-, aber auch *Salix*-Beständen, lassen kaum Platz für weitere Arten - doch zeigt *Impatiens glandulifera* über den gesamten Untersuchungsraum gesehen meist geringe Abundanzen mit stark differierender Gesamtartenzahl (Abb. 15).

Auch KASPEREK (2004) berichtet von der Rur, dass selbst bei Abundanzen von 75-100 % von *Impatiens glandulifera* immer noch eine Gesamtartenzahl von mindestens 10 Arten gefunden wurde.

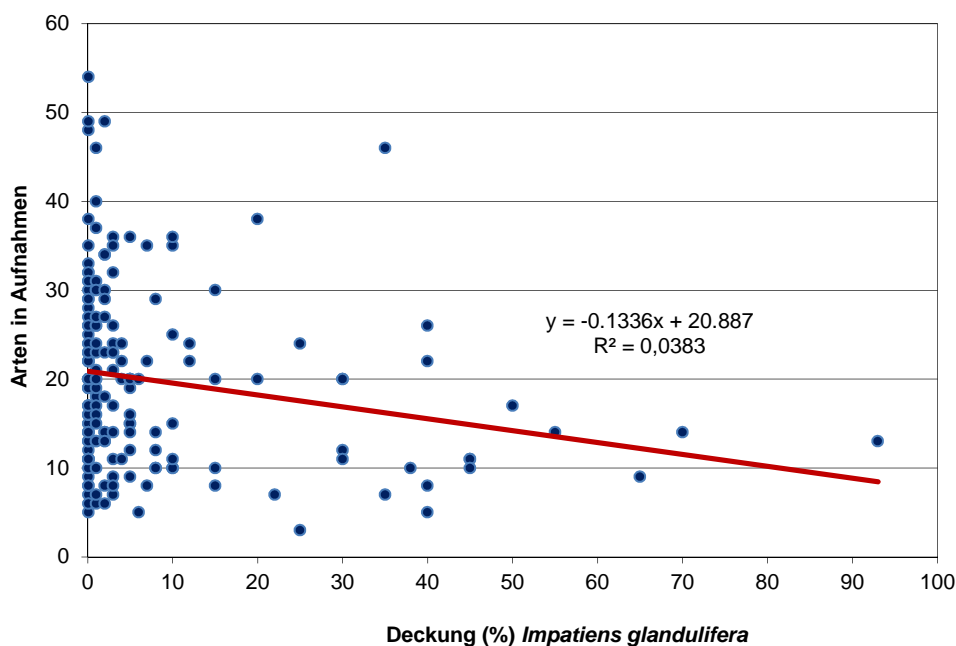


Abbildung 15: Abhängigkeit der Artenzahl vom Deckungsgrad von *Impatiens glandulifera*; Bestimmtheitsmaß  $R^2$  von 0,0383 (t-Test:  $p < 0,01$ )

### **Helianthus tuberosus-Gesellschaft**

Die Gesellschaft des nordamerikanischen Neophyten *Helianthus tuberosus* ist insbesondere an der Ahrmündung üppig ausgebildet, wo sie bereits von LOHMEYER (1971) in den 60er und 70er Jahren dokumentiert wurde. LOHMEYER fand die ersten Exemplare 1964 an der Ahrmündung auf einer Fläche von 2 m<sup>2</sup>. Allerdings berichtete KRAUSE (1990a), dass Topinambur in der gesamten Region angebaut wurde und bereits in den 30er Jahren im Köln-Bonner-Wandergelände vereinzelt verwildert vorgefunden wurde. Sogar WIRTGEN (1842) verwies bereits auf seltene Kultivierungen dieser Art.

Auf die Empfindlichkeit der Art gegenüber sommerlichen Überschwemmungen weist LOHMEYER (1975) hin und LOHMEYER & SUKOPP (1992:39) sehen die Art in tiefer gelegenen Bereichen des Cuscuta-Convolutum z. B. durch *Symphyotrichum* div. ersetzt. Beide Beobachtungen konnten auch bei den Untersuchungen 2011-2012 am Unteren Mittelrhein bestätigt werden. Hierbei sind teils flächige, bis fast 3 m hohe Einart-Bestände dieses Neophyten immer wieder ein wenig höher im oberen Bereich der Weichholzaue gelegen und werden zum Wasser hin von *Symphyotrichum*-Arten, aber auch *Phalaris arundinacea* und *Festuca*

*arundinacea*-Beständen abgelöst. Die Art wird im gesamten Untersuchungsgebiet allerdings auch vereinzelt in tieferen Bereichen vorgefunden, so dass von einer geringeren Überschwemmungsempfindlichkeit als bei *Solidago gigantea* oder *Chaerophyllum bulbosum* ausgegangen werden kann.

Der Ausbreitungsprozess scheint allerdings z. B. an der Ahrmündung stagniert zu sein, so dass *Helianthus tuberosus* hier bei weitem nicht so dominant ist wie z. B. *Impatiens glandulifera* am Namedyer Werth. Eine unmittelbar an beschriebenen Ein-Art-Bestand angrenzende Fläche mit überwiegend *Urtica dioica* und *Chaerophyllum bulbosum* wird vom Verfasser vorliegender Arbeit seit 20 Jahren beobachtet, ohne dass ein weiteres Vordringen von *Helianthus tuberosus* festgestellt werden kann (hierzu auch Kap. 4.3.4.2).

Insofern liegen derzeit Bestände der *Helianthus tuberosus*-Gesellschaft an der Ahrmündung vor, wie sie vor ca. 20 Jahren von LOHMEYER & SUKOPP (1992:38) als *Helianthus tuberosus*-Fazies des Cuscuto-Convolvuletum beschrieben wurden.

OBERDORFER (1993a) sieht *Helianthus tuberosus* insbesondere in Auen, stuft die Art aber lediglich als Artemisietea-Klassenart ein, was gegebenenfalls in der Anfangsphase seiner Etablierung noch zutreffender war. NEZADAL & BAUER (1996) bewerten *Helianthus tuberosus* als ziemlich „gute“ Charakterart der Ordnung Convolvuletalia. Auch KOWARIK & BOYE (2003) betonen, dass Dominanzbestände nur an Ufersäumen zu finden sind, da nur hier die Standortansprüche an Licht, Wasser und Nährstoffen, aber auch hinsichtlich der Wärme von Stromtälern vorzufinden sind.

Auf bindigen, lehmig-sandigen Böden ist *Helianthus tuberosus* noch dominanter als *Urtica dioica* (LOHMEYER & SUKOPP 1992), was unter anderem auf die effiziente vegetative Vermehrung zurückzuführen ist, da aufgrund der späten Blüte eine Samenreife nicht erfolgt. Beide Arten können durch die unterschiedliche zeitliche Hauptentwicklung durchaus gleichzeitig auf demselben Standort vorkommen. Die Präferenz dieser Art für bindige Böden wird auch durch die Beobachtung von BRANDES & SANDER (1995b) unterstrichen, die der Art in der planarkollinen Stufe auf Sanden keine Bedeutung an Flussufern zuschreiben. Auf Pflasterböschungen kann der Wurzelkriechpionier sich ebenso wenig durchsetzen. Zwei Vegetationsaufnahmen wurden im Rahmen vorliegender Arbeit dieser Vegetationseinheit zugeordnet. Eine indigene Vegetation verdrängende Wirkung dieses Neophyten ist im Untersuchungsraum nur geringfügig festzustellen (Abb. 16).

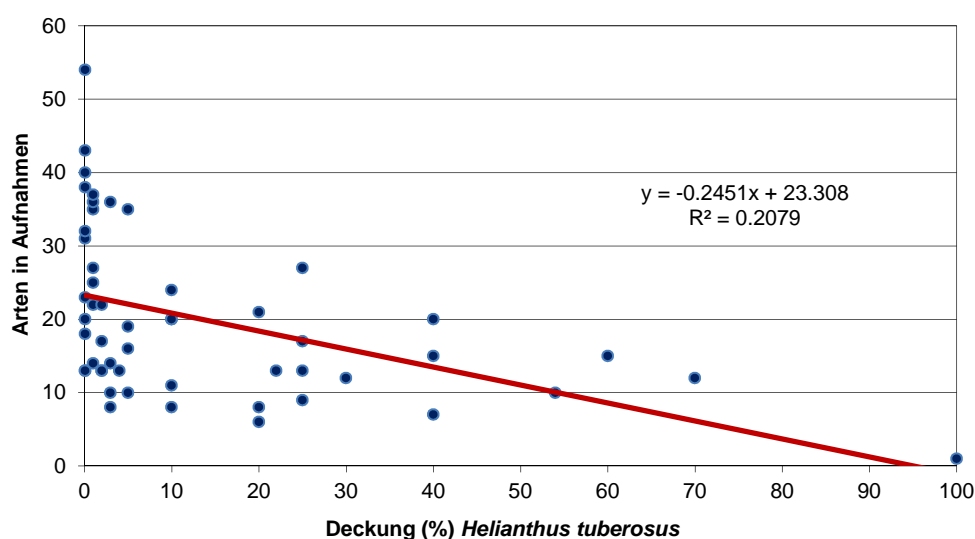


Abbildung 16: Abhängigkeit der Artenzahl vom Deckungsgrad von *Helianthus tuberosus* Bestimmtheitsmaß  $R^2$  von 0,2079 (t-Test:  $p < 0,01$ )



### **Symphyotrichum-Gesellschaft**

Viel kleinflächiger als vorgenannte Gesellschaften sind hingegen die Bestände der meist ebenfalls hochdominant wachsenden nordamerikanischen *Symphyotrichum*-Arten. Diese sind zumeist deutlich näher an der Mittelwasserlinie gelegen (u. a. LOHMEYER & SUKOPP 1992:156) und dringen vereinzelt auch in *Phalaris arundinacea*- oder *Festuca arundinacea*-Bestände vor. Hohe Wasserstände im Juni 2013 schienen *Symphyotrichum*-Arten bei weitem nicht in dem Maße zu schaden, wie dies bei vielen anderen Arten der Fall war. Aufgrund ihrer geringen Flächenausbreitung tendiert OBERDORFER (1993a:264) dazu, diese Herden der einzelnen Astern-Arten als Fazies der jeweiligen Assoziation zu sehen, welche meist das Cuscuta-Convolvuletum darstellt.

Gerade bezüglich solcher ca. 2-12 m<sup>2</sup> großen Herden zeigt sich deutlich die Problematik der Auswahl von Aufnahmeflächen im Bereich der Uferhochstauden. Eine Aufnahme wurden dieser Basalgesellschaft zugeordnet (Aufnahme 326; Anlage 3 Blatt 11), wobei im Untersuchungsraum die Arten des *Symphyotrichum novi-belgii*-Aggregates (*Symphyotrichum x salignum* und *-novi-belgii*) dominieren.

### **Solidago gigantea-Gesellschaft**

LOHMEYER (1975) beschrieb noch Anfang der 70er Jahre, dass *Solidago gigantea* im Vergleich zur Mosel, Lahn und Nahe am Rhein eine viel bescheidenere Rolle spielte und verweist auf hierfür mögliche edaphische Ursachen. 1992 stellt selbiger Autor bei Niederhammerstein die Spätblühende Goldrute noch als ungewöhnlich aspektbildend dar. Bei vorliegenden Untersuchungen zeigt sich *Solidago gigantea* hingegen als häufigster Agriophyt und als dritthäufigste Art im Untersuchungsraum nach den indigenen *Rubus caesius* und *Artemisia vulgaris*. Dies zeigt auf, dass nicht edaphische Gründe, sondern der Beginn einer Arealerweiterung die Ursache für das geringe Vorkommen in den 70- und 80er Jahren waren. Die Bedeutung dieser Art zeigt sich auch in der Zuordnung von 12 Vegetationsaufnahmen bezüglich dieser Basalgesellschaft. Die Art konnte 2011/2012 in 45 % aller Untersuchungsflächen erfasst werden, so dass im Folgenden ausführlicher ihre Standortbedingungen im Bereich der Ufer des Unteren Mittelrheins aufgearbeitet werden.


Was LOHMEYER 1992 als Einzelfall dokumentierte, ist inzwischen der Regelfall geworden (z. B. Tab. 38). Seine Aussage, dass als „Verlierer“ des invasiven Prozesses *Urtica dioica* am meisten durch die Expansion von *Solidago gigantea* in Mitleidenschaft gezogen wurde (und mit ihr *Cuscuta europaea*), kann pauschal nicht bestätigt werden. Gerade in den Gesellschaften, welche der Autor als ‚Cuscuta-Convolvuletum euphorbietosum esulae‘ erfasst, ist *Solidago gigantea* massiv vertreten. Vielmehr ist ein gewisses Zurückdrängen der schattenverträglicheren *Urtica dioica* durch *Helianthus tuberosus* und insbesondere *Impatiens glandulifera* aufgrund ähnlicher Habitatansprüche naheliegend.

Die Einwanderung ist auch bei weitem nicht (mehr) spezifisch auf das Chaerophylletum bulbosi bezogen, wie dies LOHMEYER & SUKOPP (1992:46) beschrieben, wobei allerdings die Beobachtungen in dieser hochwasserempfindlicheren Gesellschaft die relative **Überschwemmungsempfindlichkeit** von *Solidago gigantea* dokumentieren.

WEBER & JAKOBS (2004) weisen auf die Empfindlichkeit von *Solidago gigantea* gegenüber längeren Überflutungen hin und auch LOHMEYER (1975) betont dies bereits explizit, auch wenn LOHMEYER & SUKOPP (1992) *Solidago gigantea* noch eine bessere Überschwemmungstoleranz zuschreiben als z. B. *Helianthus tuberosus*, was vorliegende Untersuchungen nicht bestätigen. ESER (1999) weist konkret darauf hin, dass an (wohl naturnahen und immer wieder überschwemmten) Flussufern *Solidago gigantea* von untergeordneter Bedeutung sei und z. B. im Taubergiessen von *Impatiens glandulifera* verdrängt wird. WEBER & JAKOBS (2004) empfehlen gar ein gezieltes Fluten von *Solidago gigantea*-Flächen über mehr als 10 Tage zur Bekämpfung dieser invasiven Spezies. Auch nach KOWARIK & BOYE (2003) ist deshalb *Solidago gigantea* an höher gelegenen Uferbereichen vorzufinden.

Tabelle 38: Aufnahmebeispiel einer *Solidago gigantea*-Gesellschaft (02.08.2012)

Laufende Nummer	567
Fläche	16 m²
Aufnahmedatum	02.08.2012
Lage (Rheinkilometrierung)	622,47-l
Gesamtdeckung	100 %
Artenzahl	17
Inklination	5°
Exposition	E
Substrat	s
<i>Solidago gigantea</i>	60 %
<i>Rubus caesius</i>	25 %
<i>Asparagus officinalis</i>	4 %
<i>Poa palustris</i>	4 %
<i>Hypericum perforatum</i>	3 %
<i>Lysimachia vulgaris</i>	2 %
<i>Persicaria amphibia</i>	1 %
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Impatiens glandulifera</i> , <i>Achillea millefolium</i> , <i>Lythrum salicaria</i> , <i>Cuscuta gronovii</i> , <i>Festuca arundinacea</i> , <i>Galium album</i> , <i>Thalictrum flavum</i> , <i>Achillea ptarmica</i> , <i>Stellaria aquatica</i> , <i>Carex spec.</i>	



Bad Breisig

Eindrucksvoll wurde die Hochwasserempfindlichkeit von *Solidago gigantea* auch im Rahmen des Junihochwassers 2013 am Unteren Mittelrhein ersichtlich, wobei auch noch fast drei Monate nach dem Hochwasser deutlich die ehemalige Hochwasserlinie durch die zurückgedrängten Bestände von *Solidago gigantea* erkennbar sind (Abb. 17).



Abbildung 17: *Solidago gigantea*-Bestände bei Bad Breisig (km 622,3-l)  
linke Aufnahme: 12.08.2012; rechte Aufnahme: am 26.08.2013

WAGENITZ et al. (1979) geben das **Schwerpunktvorkommen** von *Solidago gigantea* in verlichteten Auenwäldern und an Ufern an, während OBERDORFER (1993a) die durch Bildung von Wurzelausläufern unduldsame Art *Solidago gigantea* als Artemisietea-Klassenart bezeichnet, wobei in dem syntaxonomischen System des Autors dies ebenfalls die Klasse Galio-Urticetea implizieren würde. WITTIG (1978) sieht das Einwandern der beiden *Solidago*-Arten von den Bereichen des Senecionion entlang von Flüssen zunehmend in das Tanacetum-Artemisietum übergreifend, so dass auch er die Art in seinem synanthropen Areal als **Klassencharakterart der Artemisietea** (in der zusammenfassenden Klassendefinition mit den Ordnungen Artemisietalia und Galio-Calystegietalia) darstellt. In der unmittelbaren Ufervege-

tation des Unteren Mittelrheins zeigt die Art schwerpunktmäßig das leicht ruderalisierte *Cuscuta-Convolutum* in der Klasse der Galio-Urticetea an. LOHMEYER & SUKOPP (1992) stufen in einer späteren Arbeit die Art im Rheinland als Agriophyten des Senecionion, Salicion und des Querco-Ulmetum ein. Folglich zeigt sich eine so weite Standortamplitude, dass der Standort nicht allein als Ersatzstandort der Hartholzaue (LOHMEYER & SUKOPP 1992) angesehen werden kann. VOSER-HUBER (1983) bezeichnen *Rubus caesius* und *Cirsium arvense* als häufige Begleiter, wobei beide Arten auch am Rhein hohe Treue-Werte zu *Solidago gigantea* aufzeigen. Die Autorin bezeichnet die syntaxonomische Zuordnung hingegen als schwierig. In Tab. 39 werden die Arten mit den höchsten Treue-Werten ( $u_{hyp}$  aus JUICE, siehe Kap. 4.4.2.1) bezüglich *Solidago gigantea* aufgeführt. Die Daten zeigen auf, dass die Art sich am Unteren Mittelrhein prioritär in leicht ruderalisierten Senecionion-Gesellschaften etabliert hat.

Tabelle 39: Treuewerte ( $u_{hyp}$  siehe Kap. 4.4.2.1) von *Solidago gigantea* (750 Datensätze; Vorkommen von *Solidago gigantea* in 340 Datensätzen; Maximalwert von  $u_{hyp}$ : 27,37)

Rang	Arten	Treue-Wert $u_{hyp}$	Vorkommen einer Art : Vorkommen mit <i>S. gigantea</i>
1.	<i>Solidago gigantea</i>	27,37	340:340
2.	<i>Achillea ptarmica</i>	8,07	167:122
3.	<i>Vicia cracca</i>	7,41	255:164
4.	<i>Tanacetum vulgare</i>	7,00	289:178
5.	<i>Cuscuta gronovii</i>	6,94	80:66
6.	<i>Rubus caesius</i>	6,63	486:264
7.	<i>Phalaris arundinacea</i>	5,57	261:155
8.	<i>Artemisia vulgaris</i>	5,46	409:223
9.	<i>Symphotrichum</i> div.	5,21	77:57
10.	<i>Calamagrostis epigejos</i>	5,20	30:28
11.	<i>Melilotus altissimus</i>	5,09	112:76
12.	<i>Lysimachia vulgaris</i>	5,00	63:48
13.	<i>Cuscuta europaea</i>	4,81	166:103
14.	<i>Poa trivialis</i>	4,74	35:30
15.	<i>Thalictrum flavum</i>	4,71	53:41
16.	<i>Festuca arundinacea</i>	4,48	297:165
17.	<i>Helianthus tuberosus</i>	4,31	52:39
18.	<i>Cirsium arvense</i>	4,26	133:83

Ein wesentlicher Punkt der Standortpräferenz von *Solidago gigantea* ist die Bevorzugung feuchter Böden. WEBER & JAKOBS (2004) stellen fest, dass *Solidago gigantea* im Ursprungsareal eine typische Art der Feuchtgebiete darstellt, in Europa aber auch trockenere Habitate besiedelt. Auf jeden Fall hat ***Solidago canadensis*** auch nach OBERDORFER (1993a) eine engere ökologische Amplitude und steht meist trockener als *Solidago gigantea*, was nach VOSER-HUBER (1983) auch im Vergleich beider Arten in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet auffällig ist. *Solidago canadensis* konnte am Unteren Mittelrhein nur in 16 Aufnahmen nachgewiesen werden, welche alle deutlich hemerobere und urbanere Standorte einnahmen mit Schwerpunkten in den Bonner und Koblenzer Ballungsräumen, während *Solidago gigantea* in 340 Aufnahmen auch in **wenig hemerobe** Standorte der Ufer vordringt. Hinsichtlich der besiedelten Substrate werden von *Solidago gigantea* die Deckungswerte betrachtend zu 75 % ahemerobe Substrate besiedelt.

OTTICH (2005) fand *Solidago gigantea* im Frankfurter Raum ebenfalls überwiegend an Ufern und die dort viel häufigere Art *Solidago canadensis* im trockeneren, sonnigeren urbanen Umfeld. Zudem stellt die Autorin für *Solidago gigantea* eine größere Schattenverträglichkeit fest.

Diesbezüglich gibt ADOLPHI (1995) hinsichtlich der Lichtzahl an, dass *Solidago gigantea* auch in Wälder eindringt, während dieses Verhalten bei *Solidago canadensis* nicht erkennbar ist. VOSER-HUBER (1983) konstatiert hingegen eine große Bandbreite von *Solidago gigantea* hinsichtlich des Standortfaktors Licht, wobei WEBER & JAKOBS (2004) darauf hinweisen, dass die Art auch in ihrer ursprünglichen Heimat schattenempfindlicher sei.

OTTICH (2005) schlägt aufgrund ihrer Beobachtungen folglich die Herabsetzung der Lichtzahl von 8 auf 7 vor. Am Unteren Mittelrhein werden ebenfalls auch halbschattige Standorte angetroffen, wobei die Beobachtung von OTTICH (2005) geteilt werden kann, dass die Art im Halbschatten mit weniger dichten und mit dünneren Stängel vorzufinden ist. Das hinsichtlich der Beschattung an den Untersuchungsstandorten eher indifferente Auftreten von *Solidago gigantea* würde die Herabsetzung der Lichtzahl unterstützen. Die mittlere Beschattung aller am Unteren Mittelrhein untersuchten Standorte liegt bei 32 % - die Standorte mit Vorkommen von *Solidago gigantea* weisen eine mittlere Beschattung von 27 % auf, so dass diese Werte die Vorkommen der Art als mäßig lichtliebend, aber durchaus auch tendenziell halbschattig kennzeichnen. Die mittlere Beschattung von *Solidago canadensis* beträgt hingegen 18 %. Allerdings ist *Solidago gigantea* noch deutlich lichtliebender einzustufen als z. B. *Helianthus tuberosus* oder gar *Impatiens glandulifera*. Auffällig ist dies im Bereich kleinflächiger Salicion-Bereiche wie z. B. kleinflächigen Pappelwälder bei Urbar südlich Vallendar (km 594,0-594,5-r) oder südlich der Insel Grafenwerth (km 640,5-r), welche mit *Fallopia japonica*, *Impatiens glandulifera* etc. unter Pappel und Weide bestockt sind und in den auslaufenden, lichterem Übergangsbereichen in *Solidago gigantea*-Bestände übergehen.

Auch wenn beide *Solidago*-Arten als wärmeliebend gelten, stuft OTTICH (2005) *Solidago canadensis* als wärmeliebender als *Solidago gigantea* ein, wobei deren Vorkommen in der Stadt bezeichnend sind.

ADOLPHI (1995) stellt fest, dass das Erfolgsrezept der *Solidago*-Arten die gleichzeitige **vegetative** (Klonentwicklung aus Rhizomknospen) und generative Vermehrung darstellt, wobei nach VOSER-HUBER (1983) *Solidago gigantea* sich mehr über Rhizome verbreitet als *Solidago canadensis*, was die hohe Abundanz ersterer Art in der Aue begründen würde. Nach KOWARIK & BOYE (2003) werden in einer klonalen Population in Form eines „sozialen Gefüges“ Wasser, Nährstoffe und Photosyntheseprodukte ausgetauscht. Durch die Langlebigkeit solcher Bestände stufen die Autoren Goldrutenbestände als „Sukzessionssperren“ ein. Anscheinend kann *Solidago gigantea* offene Standorte auch leicht anemochor erreichen und sich dort vegetativ etablieren. Dies würde die Beobachtung von WEBER & JAKOBS (2004) ergänzen, die keine Sämlinge in einem bestehenden dichten Bestand feststellen konnten.

Hinsichtlich der Verdrängung indigener Arten ist am Unteren Mittelrhein eine **Abnahme der Artenzahl pro Aufnahme** bei den erhobenen Daten nicht erkennbar (Abb. 18). Während die Vegetationsaufnahmen krautiger Flächen im Schnitt 16,3 Arten aufweisen, sind dies bei den Flächen mit *Solidago gigantea* im Mittel 18,5 Arten pro Fläche. Diese Ergebnisse sind aber nur für hier die vorliegenden Standorte von Gültigkeit, da z. B. VOSER-HUBER (1983) durchaus eine deutliche Abnahme der Gesamtartenzahl in Wiesenflächen mit *Solidago gigantea* feststellen konnte. Es ist anzunehmen, dass im Bereich von kürzeren Überflutungen von Ufern immer wieder neue Diasporen aufkommen und kleinflächige sukzessive Prozesse eine relative Instabilität der Ufervegetation bewirken, die die verdrängenden Eigenschaften von *Solidago gigantea* nicht voll entfalten lassen.

Alle Aufnahmen betrachtet, ergibt sich ein Korrelationskoeffizient von -0,17 zwischen Deckungsgrad und Artenzahl der Aufnahmen, welcher keine deutliche Abnahme der Artenvielfalt mit zunehmender Dominanz von *Solidago gigantea* anzeigt. An dieser Stelle ist festzustellen, dass Faktoren, die zum Artenrückgang führen wie z. B. der Verbau von Ufern, zu-

gleich Neophyten begünstigen, ohne dass diese selbst ursächlich am Artenrückgang beteiligt sind (KOWARIK & SUKOPP 2000).

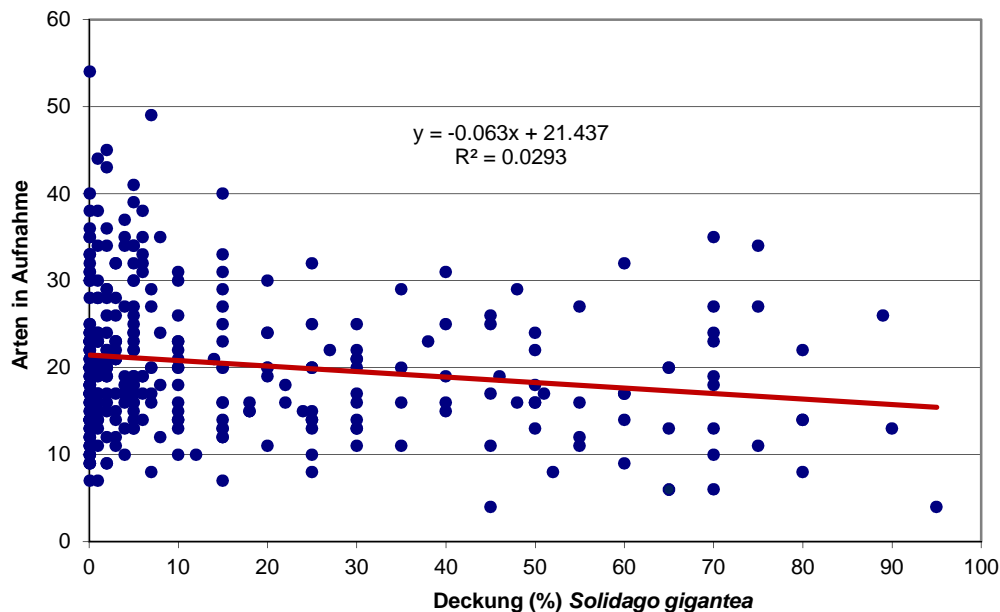


Abbildung 18: Abhängigkeit der Artenzahl vom Deckungsgrad von *Solidago gigantea*; Bestimmtheitsmaß  $R^2$  von 0,0293 (t-Test:  $p < 0,01$ )

Anders als an den meisten Standorten neophytischer *Solidago*-Arten können die umfangreichen Bestände an den Flussufern nicht mit einem Nutzungswandel begründet werden. Eine oft diskutierte Bekämpfung solcher *Solidago*-Bestände als naturschutzfachlich problematischer Neophyt ist auch nach Ansicht von KOWARIK & BOYE (2003) nicht praktikabel und im Bereich der Ufervegetation am Unteren Mittelrhein nicht umsetzbar. Der sukzessionshemmenden Wirkung kann auch mit dem Offenhalten von Flächen eine positive biotopfördernde Wirkung zugesprochen werden (KOWARIK & BOYE 2003). Die Bezüge zur Hemerobie der betreffenden Standorte werden unter Kap. 4.5.2 aufgezeigt.

### **Fallopia japonica-Gesellschaft**

Nach BRANDES & OPPERMANN (1994) stehen Dominanzbestände dieses Neophyten dem Aegopodion nahe. OBERDORFER (1993a) sieht *Fallopia japonica* als Artemisieta-Klassenart und nach NEZADAL & BAUER (1996) stellen sie dann Galio-Urticetea-Dominanzgesellschaft dar, statt sie allein den Convolvuletalia zuzuordnen, was auch für den Unteren Mittelrhein zutrifft.

LOHMEYER & SUKOPP (1992) beschreiben diesen Neophyten am Mittelrhein als Bedrohung heimischer Arten und betonen hierbei die durch eine starke Verzweigung und spezifische Blatt-Spross-Stellung bedingte starke Verschattung anderer Arten, die nach Beobachtungen des Autors nur Frühlingsgeophyten und z. B. *Veronica sublobata* zulässt.

Sicherlich stellt *Fallopia japonica* im Jahresverlauf einen Spätentwickler dar und einzelne weitere Arten können sich hier zuvor schon entwickeln und den Bestand auflockern. Allerdings bildet die Art auch schattenverträgliche Bestände, welche aufgrund ihrer starken Beschattung kaum weitere Arten zulassen. Verglichen mit oben besprochenen Neophyten kann hier mit einem Korrelationskoeffizienten von -0,61 schon eine deutlichere Verdrängung gesehen werden (Abb. 19).



Am Unteren Mittelrhein ist der Staudenknöterich meist lokal begrenzt, dann aber in unduldsamen und dichten Sprosskolonien verbreitet, aber bei weitem nicht so diffus in andere Gesellschaften eindringend wie man bei dem Problemneophyten eigentlich erwarten würde.

Nur 14 Nachweise in den Vegetationsaufnahmen könnten auch die Vermutung nahe legen, dass die Art gerne wie in der asiatischen Heimat kühl-feuchtere Standortbedingungen präferiert. 4 Aufnahmen konnten dieser Basalgesellschaft zugeordnet werden.

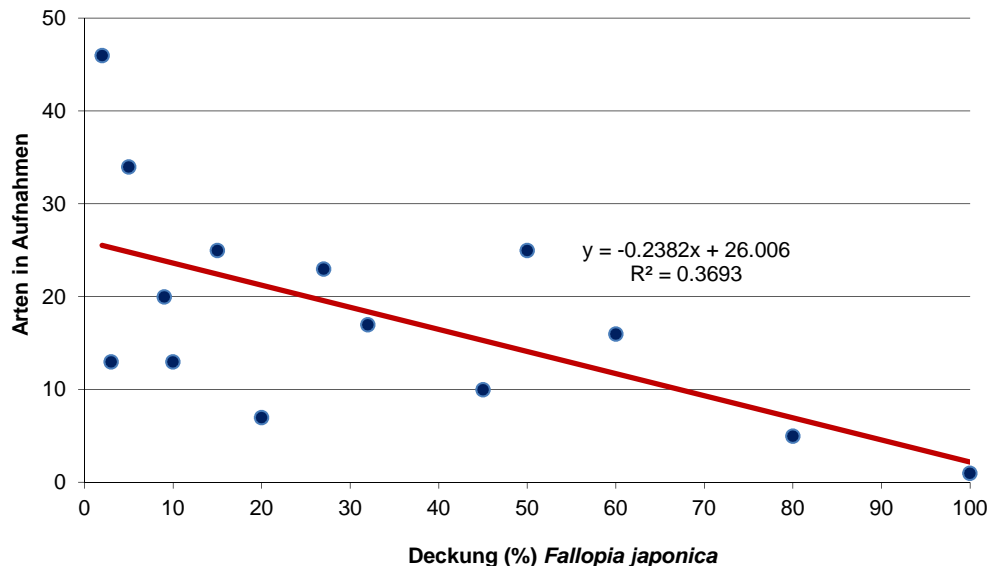


Abbildung 19: Abhängigkeit der Artenzahl vom Deckungsgrad von *Fallopia japonica*; Bestimmtheitsmaß  $R^2$  von 0,3693 (t-Test:  $p < 0,02$ )

#### 4.3.4.2 Glechometalia hederaceae

Nitrophytische Staudenfluren frischer bis feuchter Standorte sind in der Aue meist oberhalb der Convolvuletalia gelegen, wobei im Verband **Aegopodion podagrariae** ausdauernde nitrophytische (Ruderal)-Gesellschaften offener bis halbschattiger Standorte zusammengefasst werden. Eine Aufnahme wurde diesbezüglich auf Ordnungsebene erfasst.

#### Chaerophylletum bulbosi Tx. 1937


Das **Indigenat** der Stromtalpflanze *Chaerophyllum bulbosum* wird teilweise kontrovers diskutiert (siehe GLAHN 2001:137). WIRTGEN (1842) stufte die inzwischen verbreitete Art im Raum als nicht häufig ein. SEBALD et al. (1992a:235) sehen *Chaerophyllum bulbosum* erst durch Mönche im Mittelalter eingeführt und angebaut, was SIEDENTOPF (2006:100) vermuten lässt, dass *Chaerophyllum bulbosum* indigen vorkommt und aus diesen Beständen zudem kultiviert wurde. Hinsichtlich der Auswertung vorliegender Daten wird die Art der Standardliste (BUTTLER 2012) folgend als indigen bewertet.

*Chaerophyllum bulbosum* wird als bienne Art, aber auch als plurienne Art beschrieben, welche auf jeden Fall hapaxanth ist. Die Gesellschaft des Chaerophylletum bulbosi ist nicht im unmittelbaren Uferbereich gelegen, da sie deutlich weniger häufig Überflutungen verträgt und meist voll besonnte Standorte mit günstigen Wasser- und Nährstoffverhältnissen präferiert. Tendenziell ist das sehr wärmeliebende Chaerophylletum bulbosi eher subkontinental verbreitet. Im Rheinland kommt die Gesellschaft nur am Rhein und seinen größeren Zuflüssen vor und ist auch am Unteren Mittelrhein deutlich ausgebildet.

Wie auch von LOHMEYER (1975) beschrieben sind Bestände mit *Chaerophyllum bulbosum* meist höher gelegen und im hier vorliegenden Untersuchungsraum am Unteren Mittelrhein insbesondere in Säumen der oberen Böschungskanten vorhanden. Damit stimmt er mit

OBERDORFER (1993a) überein, welcher die Gesellschaft oberhalb des Cuscuto-Convolvuletum anschließen lässt und hinsichtlich der Lage sogar am Beginn der Hartholzaue positioniert. Insofern ist das Chaerophylletum bulbosi als anthropogen geförderte Ersatzgesellschaft des Querco-Ulmetum anzusehen, bzw. wie von BRANDES & OPPERMANN (1994) beschrieben, direkt als Saum- und Ersatzgesellschaft von Weidengebüsch bzw. dem Senecionion im oberen Uferbereich einzustufen, so dass einige Convolvuletalia-Kennarten als Trennarten der Rübenkälberkropf-Gesellschaft gegenüber anderen Aegopodion-Gesellschaften abtrennen. Die an diesem Übergang von Weichholzaunen- zu Hartholzaunenstandorten gelegene Gesellschaft strahlt folglich sowohl in die Convolvuletalia aus, wird aber erst im Aegopodion-Gefüge voll wüchsig. 9 Aufnahmen wurden diesbezüglich erfasst (z. B. Tab. 40).

Tabelle 40: Aufnahmebeispiel eines Chaerophylletum bulbosi (07.07.2011)

Laufende Nummer	33	
Fläche	16 m²	
Aufnahmedatum	07.07.2011	
Lage (Rheinkilometrierung)	621,74-r	
Gesamtdeckung	100 %	
Artenzahl	10	
Inklination	0°	
Exposition	-	
Substrat	bb	
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	28 %	
<i>Solidago gigantea</i>	25 %	
<i>Rubus caesius</i>	20 %	
<i>Impatiens glandulifera</i>	8 %	
<i>Urtica dioica</i>	7 %	
<i>Bromus inermis</i>	4 %	
<i>Fallopia dumetorum</i>	3 %	
<i>Calystegia sepium</i>	2 %	
<i>Phalaris arundinacea</i>	2 %	
mit 0,1 % als Begleiter: <i>Galium aparine</i>		

Rheinbrohl

An solchen höher gelegenen Bereichen ist insbesondere *Helianthus tuberosus* als neophytischer Konkurrent zu sehen, welcher teilweise schon Trockenstress ausgesetzt ist. Ansonsten kann *Helianthus tuberosus* aber auch massiv in diese Gesellschaft eindringen, so dass LOHMEYER & SUKOPP (1992:45) eine *Helianthus tuberosus*-Fazies des Chaerophylletum bulbosi sehen, wie sie auch in Aufnahmen der vorliegenden Untersuchung vorgefunden wurde (z. B. Aufnahme 210; Anlage 3 Blatt 10). Auch hier ist wieder ein bedingtes Zurückdrängen indigener Vegetation zu erkennen, ohne dass sie allerdings völlig verdrängt wird (LOHMEYER & SUKOPP 1992:46). Ebenso ist das Eindringen von *Solidago gigantea*, welche ebenfalls direkte Überflutungen meidet (Tab. 36; Seite 94), in diese Gesellschaft zu festzustellen, so dass diesbezüglich eine weitere Fazies gesehen werden könnte (LOHMEYER & SUKOPP (1992:47) bzw. Aufnahme 164; Anlage 3 Blatt 9).

Die Übergänge zur Hartholzaue sind im engen Unteren Mittelrheintal häufig verbaut bzw. durch anderswertige Nutzungen, wie z. B. den Leinpfad, überformt. Im Bereich Sinzig-Breisig (km 625-628-l), aber auch bei Niederdollendorf (km 649-648-r) und Rheinbreitbach (km 624-r) sind deutlichere Bestände des Knollenkälberkropfs ausgebildet. Häufig liegen diese landseitig des Leinpfades, welcher wiederum zumeist die Grenze des Untersuchungsraumes darstellt, so dass Gehölzsäume mit *Chaerophyllum bulbosum* an den wenigen noch vorzufindenden Standorten häufig am Rande bzw. außerhalb des Untersuchungsraumes liegen. Exemplarisch wurde eine solche, randliche Fläche bei km 625,45-l erfasst (Aufnahme 226; Anlage 3 Blatt 15).

Von dort strahlt die Gesellschaft auch am Unteren Mittelrhein in die tiefer gelegenen Convolvuletalia-Gesellschaften aus, wird aber durch Hochwasser, insbesondere innerhalb der Vegetationsperiode, auf höher gelegene Standorte zurückgedrängt. Dies konnte 2013 nach dem höchsten Hochwasser innerhalb der Vegetationsperiode seit 30 Jahren beobachtet werden, so dass in z. B. Aufnahme 584 (Anlage 3 Blatt 5) im Jahr 2013 kein *Chaerophyllum bulbosum* mehr beobachtet werden konnte, welches exakt ein Jahr zuvor mit 3 % in der Fläche vertreten war.

Eine ufernahe **Subassoziaton ‚cuscutosum‘** (OBERDORFER 1993a:163) unmittelbar an Senecionion-Gesellschaften angrenzend mit *Cuscuta europaea*, *Silene baccifera*, *Angelica archangelica* oder *Cuscuta gronovii* kann in der Form am Unteren Mittelrhein nicht nachvollzogen werden; viel eher wäre diese Übergangszustände als eine (temporäre) *Chaerophyllum bulbosum*-Fazies des Cuscuto-Convolvuletum zu umschreiben (z. B. Aufnahme 210; Anlage 3 Blatt 11). Ebenso nicht ersichtlich ist die von GLAHN (2001) definierte feuchtere und tiefer gelegene **Subassoziaton ‚phalaridetosum‘** mit Arten der Convolvuletalia, welches gegebenenfalls mit obiger Subassoziaton identisch ist. *Phalaris arundinacea* und *Chaerophyllum bulbosum* haben sogar negative Treuwerte (siehe Kap. 4.4.2.1).

Wie beim Cuscuto-Convolvuletum ist auch im Chaerophylletum bulbosum gelegentlich die syntaxonomisch schwer zu fassende Art *Brassica nigra* beigemischt, so dass LOHMEYER (1975:94) die Art als Trennart der Rasse sommerwarmer Gebiete sieht (z. B. Aufnahme 521; Anlage 3 Blatt 11).

*Carduus crispus*, welche nach WISSKIRCHEN (1995:264) die Gesellschaft kennzeichnen soll, ist bei hier vorliegenden Untersuchungen am Unteren Mittelrhein nicht so eindeutig als Assoziationskennart auffällig. Wenn auch VERBÜCHELN (1990) am Niederrhein die Assoziaton durch diese Art gut charakterisiert sieht, sind bei hier vorliegenden Untersuchungen keine statistisch belegbaren Treuwerte (siehe Kap. 4.4.2.1) zwischen *Carduus crispus* und *Chaerophyllum bulbosum* erkennbar.

OBERDORFER (2001:463) erwähnt *Barbarea stricta* hingegen als Charakterart, allerdings führt der selbige Autor (OBERDORFER 1993a) diese Art in der Gesellschaftsübersicht gar nicht auf. Am Unteren Mittelrhein ist *Barbarea stricta* vielmehr als Potentillion-Art mit leichter Tendenz zum Chenopodion zu verstehen und nicht im Zusammenhang mit dem Chaerophylletum bulbosi zu sehen. Saumbestände der kontinentalen Stromtalpflanze *Barbarea stricta*, wie von BRANDES (1998b:625) an der Elbe beschrieben, konnten am mehr subatlantischen Unteren Mittelrhein nicht beobachtet werden.

Das **Urtico-Aegopodietum podagrariae Tx. ex Görs 1968** als Zentralassoziaton des Verbandes weist keine eigenen Kennarten auf und wird so ausschließlich durch Verbandskennarten definiert. Seinen Schwerpunkt sieht OBERDORFER (1993a) im Auenwald, zumindest in meist nicht voll besonnten Bereichen, wobei der Autor *Aegopodium podagraria* und *Urtica dioica* als Gegenspieler sieht, die sich gerne gegenseitig ausschließen. Dies ist bei vorliegenden Untersuchungen nicht zu bestätigen, auch wenn keine besonders hohen Treuwerte ( $u_{hyp} = 2,51$ ) vorliegen. *Aegopodium podagraria* zeigt seinen Schwerpunkt in vorliegender Untersuchung überwiegend im Salicion und weniger im Alno-Ulmion, wobei einige Salicion-Aufnahmen sicherlich Salicion-Reliktbestände aufzeigen und auch zu bedenken ist, dass Alno-Ulmion-Bestände nur noch fragmentarisch am Unteren Mittelrhein ausgebildet sind.

Das Urtico-Aegopodietum podagrariae als reine Saumgesellschaft wurde nur in einer Vegetationsaufnahme erfasst (Aufnahme 273; Anlage 3 Blatt 10), was sicherlich auch auf die nur kleinflächige Ausbildung infolge der Stauchung der Uferzonierung durch anthropogene Eingriffe zurückzuführen ist.

OBERDORFER (1993a) sieht den Schwerpunkt der Weinbergsart *Aristolochia clematitis* vor allem in dieser Assoziaton. Dies lässt sich am Unteren Mittelrhein nicht bestätigen. Allerdings zeigt die Art eine floristische Nähe zu Schleiergesellschaften (siehe Kap. 4.4.2.2; Pkt. 23). HACHTEL et al. (1999) stellten fest, dass *Aristolochia clematitis* stark anthropogen überformte Bereiche meidet - diese Einschätzung kann hier ebenfalls nicht geteilt werden.



Ganz im Gegenteil sind größere Bestände dieses sommerwärmeliebenden Wurzelkriechpioniers gerade in mit Wasserbausteinen befestigten Bereichen vorzufinden, wobei sie hier insbesondere fortgeschrittene Sukzessionszustände mit Gehölzen in Bereichen mit Wasserbausteinen bevorzugt. Die Bedeutung der Thermophilie dieser Art schlägt sich deutlich in der Präferenz der rechten Rheinseite nieder (Tab. 21; Seite 43).

### Alliarion

Nitrophile Säume halbschattiger bis schattiger Standorte wurden nur selten bzw. sehr kleinflächig beobachtet. Lediglich eine Gesellschaft wurde diesem Verband zugeordnet (Aufnahme 669; Anlage 3 Blatt 16).

Anklänge des **Cephalarietum pilosae Jouanne 1927** (= *Dipsacetum pilosi* Tx. (1942) in Oberd. 1957) wurden selten auf schweren und nassen Böden im Bereich von naturnahen Auenwäldern z. B. nordöstlich des Hafengebietes von Koblenz (km 595,6-596,5-l) und am Namedyer Werth (km 614,8-615,5-l) angetroffen, allerdings nicht durch Vegetationsaufnahmen belegt. OBERDORFER (1993a), aber auch BRANDES & OPPERMAN (1994) sehen diese Gesellschaft meist an Waldwegen in der Hartholzaue. Am Unteren Mittelrhein wurde *Dipsacus pilosus* meist in dem oberen Bereich der Weichholzaue beobachtet, wobei zu berücksichtigen ist, dass fast alle Hartholzauen beseitigt wurden.

### 4.3.5 Artemisietea vulgaris

Trockene bis frische ruderal Beifuß- und Distelgesellschaften werden in der Klasse der Artemisietea zusammengefasst. Als Fragment mit hier einbezogen wird die ‚*Saponaria officinalis*-Gesellschaft‘. Als eigenständiges Syntaxon abgelehnt wird hingegen das ‚Euphorbio esulae-Carduetum (acanthoidis) (Lohmeyer 1975 ass. prov.)‘ (FLORAWEB (2013); siehe Kap. 4.3.4.1). Drei Vegetationsaufnahmen konnten ausschließlich auf Klassenebene zugeordnet werden.

#### 4.3.5.1 Artemisietalia vulgaris

Die Ordnung der frischen und ausdauernden Ruderalfluren ist hier als „Zentral“-Ordnung zu sehen (OBERDORFER 1993a:222). Im Verband der meist anthropogenen Bestände des **Arction lappae** wurde die Gesellschaft des ‚**Arctio-Artemisietum vulgaris Oberd. et al. ex Seybold et Th. Müller 1972**‘ erfasst. Nach OBERDORFER (1993a) ersetzt die am Unteren Mittelrhein eher seltene *Arctium tomentosum* im Osten zunehmend *Arctium lappa*.

BRANDES & OPPERMAN (1994) beschreiben z. B. auch im oberen Uferbereich der Weser dem Arctio-Artemisietum nah stehende Klettenfluren mit *Arctium tomentosum*, *Calystegia sepium*, *Conium maculatum*, *Arctium lappa* und *Tanacetum vulgare*. Diese Bestände scheinen in Siedlungsnähe häufig ruderal beeinflusst zu sein und wurden am Unteren Mittelrhein in einer Vegetationsaufnahme auf der Rheininsel Grafenwerth erfasst (Aufnahme 249; Anlage 3 Blatt 10).

BRANDES (1998b:623) findet an der Unteren Mittelelbe an Waldrändern der Hartholzaue üppige *Arctium lappa*-Bestände, die im Gegensatz zum Arctio-Artemisietum keine Arction-, sondern eine Convolvuletalia-Gesellschaft darstellen. Das Fehlen weiterer Arction-Arten, selbst *Artemisia vulgaris*, und das gleichzeitige Auftreten zahlreicher überschwemmungstoleranter Sippen ist ebenso für den Unteren Mittelrhein typisch, so dass *Arctium lappa* einen Schwerpunkt auch hier in ufernahen Salicion-Säumen hat und kein reines Arctio-Artemisietum charakterisiert (siehe Kap. 4.4.2.2; Pkt. 28).

Fließende Übergänge der Gesellschaft des Chaerophylletum bulbosi in das Arctio-Artemisietum sind häufiger zu beobachten, wie auch von VERBÜCHELN (1990) am Niederrhein beschrieben.

#### 4.3.5.2 Onopordetalia acanthii

Mit der Ordnung Onopordetalia wird der trockene und wärmeliebende Flügel der Ruderalfluren umfasst. Am Unteren Mittelrhein sind solche Bestände insbesondere an unbefestigten, kiesreichen Ufern, aber auch an trockenen, befestigten Böschungsschultern vertreten. LOHMEYER (1975) fasste solche Bereiche sogar als Regionalassoziation ‚Euphorbia esulae-Carduetum ass. nov.‘ zusammen (siehe Kap. 4.3.4.1). Vielmehr sind am Unteren Mittelrhein die Übergänge des Cuscuta-Convolvuletum in das Onopordion zu beobachten, wie es bereits in Kap. 4.3.4.1 als Subassoziation des ‚Cuscuta-Convolvuletum euphorbietosum esulae‘ ausgedrückt wurde. Ebenso sind Übergangszustände des Erigeronto-Lactucetum serriolae zu dieser Ordnung zu erkennen.

#### Onopordion acanthii

Die deutliche Wärmebedürftigkeit der Gesellschaften des Onopordion zeigt sich in den steil südwest-exponierten und vollsonnigen Standorten südlich von Neuwied, welche von *Echinops sphaerocephalus* dominiert werden; zwei Aufnahmen wurden diesbezüglich zugeordnet (z. B. Aufnahme 166; Anlage 3 Blatt 4). Auch die hier im Raum seltene *Nepeta cataria* zeigt Anklänge dieser Gesellschaft im Bereich der wärmeren rechtsrheinischen Ufer im Neuwieder Becken, wie überhaupt alle Aufnahmen dieses Verbandes in diesem Raum gelegen sind.

Mit der Integration der *Cynoglossum officinale*-Gesellschaft in das **Lappulo echinatae-Cynoglossetum Klika 1935** wird eine weitere Aufnahme dieser wärmeliebenden Ordnung des Neuwieder Beckens betont (Aufnahme 385; Anlage 3 Blatt 3). Der submediterrane Anklang dieser Gesellschaft unmittelbar am Ufer auf Schlacken wird auch durch die hier vorkommende mediterrane Art *Cynodon dactylon* unterstrichen.

#### Dauco-Melilotion

Möhren-Steinklee-Gesellschaften präferieren schwach bis mäßig stickstoffreiche, zumeist rohe Böden und sind folglich in den ruderalisierten Uferbereichen des Rheins stark vertreten. 8 Aufnahmen konnten auf Verbandsebene zugeordnet werden, wobei allein 3 hiervon auf Pflasterböschungen und 4 Aufnahmen auf Kiesflächen vorzufinden sind. Der mittlere Hemerobie-Index des Uferumfeldes bezogen auf die Hemerobie-Klassifikation (Kap. 3.1.1.5) ist mit 8,6 für die Standorte dieser Gesellschaft sehr hoch und verweist auf ein stark hemerobes Umfeld.


Wiederum im Neuwieder Becken bei Neuwied und Bendorf ist auf den rechtsrheinischen Ufern das **Berteroretum incanae Sissingh et Tideman in Sissingh 1950** auf schwach bis mäßig stickstoffreichen Sand-, Kies- und Schotterböden zumeist im oberen Bereich steilerer Uferböschungen in zwei Fällen vorzufinden. *Berteroa incana* zeigt eine deutliche Präferenz für Wärme- und Trockengebiete an und zeigt im Westen Deutschlands folglich eine leichte Bindung an Stromtäler ohne als eigentliche Stromtalart zu gelten. Die kontinentale Gesellschaft im Neuwieder Becken wird auch von *Euphorbia seguieriana* begleitet, welches ebenfalls einen kontinentalen Schwerpunkt hat.

In warmen und mäßig ruderalisierten, meist sandigen Flächen ist das **Tanaceto-Artemisietum vulgare Sissingh 1950** mit der Kennart *Tanacetum vulgare* vorzufinden, welche sich durch Wurzelausläufer außerordentlich lange halten kann (OBERDORFER 1993a:253). 7 Aufnahmen im Bereich stark verbauter Ufer wurden dieser Assoziation zugeordnet (z. B. Tab. 41).

KRAUSE (1983) beschreibt an der Ahrmündung die natürliche Entwicklung eines Tanaceto-Artemisietum auf infolge von Hochwasser aufgeschütteten Flächen, welches sonst eher in Folge anthropogener Tätigkeiten entsteht (auch LOHMEYER 1970a). In dem Zusammenhang sind die Entwicklungen auf den kiesigen Flächen im Bereich des Mittelwasserspiegels von Interesse, die sich in den deutlich überdurchschnittlich trockenen Monaten März-Juli 2011

gezeigt haben. Hierbei haben sich in den Randbereichen des eigentlichen Phalaridetum *Melilotus*-Bestände und auf vorgelagerten Kiesflächen Artemisietea-Bestände entwickelt, welche Anklänge der Aufnahmen von KRAUSE (1983) zeigen. Insofern ist die Ruderalisierung der Uferrandbereiche als sukzessiver Prozess zu verstehen, welcher üblicherweise aufgrund der Wasserspiegelschwankungen sich meist nur in der Initialphase befindet, so dass die von KRAUSE (1983) beschriebene Entwicklung einer *Saponaria officinalis-Agropyron repens*-Gesellschaft ein weiteres Sukzessionsstadium darstellen könnte, welches in der Form am Unteren Mittelrhein nur noch in witterungsbedingten Ausnahmesituationen beobachtet werden kann (siehe auch Kap. 4.3.17).

Tabelle 41: Aufnahmebeispiel eines Tanaceto-Artemisietum vulgaris (26.07.2012)

Laufende Nummer	529		
Fläche	16 m²		
Aufnahmedatum	26.07.2012		
Lage (Rheinkilometrierung)	599,30-I		
Gesamtdeckung	97 %		
Artenzahl	20		
Inklination	25°		
Exposition	E		
Substrat	po		
<i>Artemisia vulgaris</i>	20 %		
<i>Elymus repens</i>	20 %		
<i>Tanacetum vulgare</i>	18 %		
<i>Silaum silaus</i>	15 %		
<i>Festuca rubra</i>	5 %		
<i>Vicia cracca</i>	5 %		
<i>Festuca arundinacea</i>	5 %		
<i>Achillea millefolium</i>	2 %		
<i>Cichorium intybus</i>	2 %		
<i>Euphorbia esula</i>	1 %		
<i>Galium album</i>	1 %		
<i>Lamium album</i>	1 %		
<i>Medicago x varia</i>	1 %		
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Capsella bursa-pastoris</i> , <i>Solidago gigantea</i> , <i>Sonchus oleraceus</i> , <i>Atriplex prostrata</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Plantago lanceolata</i> , <i>Rumex thyrsiflorus</i>			

Sankt Sebastian

Auch OBERDORFER (1993a) sieht trockene Sand- und Kiesbänke in tieferen und warmen Lagen als vielleicht primäre Standorte des Tanaceto-Artemisietum (z. B. Aufnahme 197; Anlage 3 Blatt 6 bzw. Aufnahme 77; Anlage 3 Blatt 6), auch wenn die Gesellschaft nun sekundär in überwiegend anthropogen stark überprägten Flächen zu finden ist (z. B. Aufnahme 483; Anlage 3 Blatt 5 bzw. Aufnahme 531; Anlage 3 Blatt 5). Gegebenenfalls ist die Vermutung eines primären Standortes auch mit der Feststellung von OBERDORFER (2001) in Zusammenhang zu bringen, dass *Tanacetum vulgare* Stromtäler präferiert, auch wenn Verbreitungskarten aktuell eher auf eine ubiquitäre Verbreitung schließen lassen.

Deutlich häufiger sind Standorte des Tanaceto-Artemisietum insbesondere auf gepflasterten Böschungen vorzufinden, in welchen *Elymus repens* auch eine größere Rolle spielt und zudem Vermischungen mit Arten der Convolvuletalia aufzeigen. Diese Beobachtung teilen BRANDES & OPPERMANN (1994), die die Gesellschaft als die häufigste Pflanzengesellschaft der steilen Ufer der Weser sehen. Die Autoren stellen eine Ausbildung der Assoziation mit vielen Convolvuletalia-Arten und das Fehlen von Dauco-Melilotion-Arten fest, wobei angedacht wird, diese Bestände als ‚*Tanacetum vulgare*-Convolvuletalia-Gesellschaft‘ einzustufen. Dass bei vorliegender Untersuchung analysierte Datenmaterial beinhaltet solche Auf-

nahmen, wie auch Aufnahmen mit Dauco-Melilotion-Arten, was auf kontinuierliche Übergänge und Mischbestände der einzelnen Artengruppen schließen lässt, so dass aus syntaxonomischer Sicht eine konsequente Separation neuer Gesellschaften eine kaum noch übersichtliche Kategorisierung von Artenkonstellationen zur Folge hätte. LUDEWIG (1999:141) sieht in Steinschüttungen an den Ufern der Saar ebenfalls den fließenden Übergang von Beständen des Phalaridetum, des Senecionion oder des Filipendulion in die höher gelegenen Bestände der Artemisietea. Eine durchschnittliche Uferbreite von 13,2 m und der deutlich höchste Mittelwert von 8,5 (Kap. 4.1.1.5) hinsichtlich der hemeroben Überprägung des Uferumfeldes unterstreichen die Bedeutung dieser Gesellschaft als Hemerobie-Zeiger.

Auffällig ist insbesondere bei Beständen in Pflasterböschungen, das Vorkommen von *Artemisia vulgaris* im oberen Böschungsbereich z. B. mit *Calamagrostis epigejos*, während *Tanacetum vulgare* auf mittlerer und oberer Höhe über dem Mittelwasserspiegel vorzufinden ist. Nach Mahd kann die Gesellschaft in Bestände der Convolvulo-Agropyron-Bestände übergehen (OBERDORFER 1993a), was am Unteren Mittelrhein ebenfalls nur an den Böschungsschultern zu beobachten ist (Aufnahmen 393 und 158; Anlage 3 Blatt 5).

### **Melilotetum albo-officinalis Sissingh 1950**

(= Echio-Melilotetum Tx. 1947)

Stickstoff- und humusarme Böden bei nur mäßig xerothermen Bedingungen sind für das Vorkommen des Melilotetum albo-officinalis Voraussetzung, welchem zwei Vegetationsaufnahmen zugeordnet wurden.

Auf kiesig-sandigen Offenflächen, unmittelbar an die Mittelwasserlinie anschließend, bildeten sich während der Frühjahrstrockenheit 2011 flächige *Melilotus*-Fluren aus. Die Gattung dieser tief wurzelnden Arten kann vegetativ nicht auf Artniveau angesprochen werden (siehe Kap. 4.4.2.2; Pkt. 34). Bei den vor allem in Frage kommenden Arten ist *Melilotus altissimus* 2-jährig, kommt folglich im 1. Jahr nicht zur Blüte und präferiert frischere und nährstoffreichere Böden, während *Melilotus albus* 1-2jährig ist und gröbere, trockenere Böden besiedelt. Folglich können einzelne *Melilotus albus*-Blüten nicht pauschal auf die Dominanz dieser Art schließen lassen. Allerdings sprechen einzelne Aufnahmen und die Bodenverhältnisse für *Melilotus albus* an offenen, kiesigen Standorten, so dass hier wahrscheinlich eine Initialphase der Entwicklung eines Melilotetum albo-officinalis beobachtet werden konnte. Diese wurde allerdings während ihrer Entstehungsphase im Sommer 2011 wieder durch höhere Wasserstände zerstört (siehe Kap. 4.3.3.1). Auch Bestände, welche geringfügig höher lagen und nach den höheren Wasserständen im August 2011 nicht überschwemmt wurden, zeigten in der darauf folgenden Vegetationsperiode noch *Melilotus*-Bänder als „Zeugen“ der letztjährigen Witterungsbedingungen, in sinnbildlicher Anlehnung an die morphologische Terrassenbildung.

LOHMEYER & SUKOPP (1992:131) wiesen darauf hin, dass solche Standorte auf kiesigen Flussufern und Flussbänken aufgrund der notwendigen Dynamik vor den Uferbefestigungsmaßnahmen am Rhein durchaus häufiger waren, wobei ein Auf- und Abbau, meist in längeren Rhythmen verglichen mit Gesellschaften des Bidention erfolgte.

Beobachtungen im Gelände, wo z. B. im Bereich zwischen Oberwinter (km 638,0-l) und der Ahrmündung (km 629,0-l) über mehrere Kilometer auf der schattigeren, linksrheinischen Uferseite nur *Melilotus altissimus* im Uferbereich festgestellt wurde, während auf der gegenüberliegenden Uferseite beide *Melilotus*-Arten Mischbestände bildeten, wobei *Melilotus albus* allerdings deutlich dominierte, würden diese Einschätzung hinsichtlich der Dynamik der insbesondere warm-trockenen und feinerdearmen Uferbereiche stützen. Die unterschiedlichen Präferenzen der beiden *Melilotus*-Arten kommen auch bei der Bildung der COCKTAIL-Gruppen unter Kap. 4.4.2.2 zum Ausdruck.



<i>Echium vulgare</i>	5,8 (SW-exponiert/NE-exponiert)
<i>Daucus carota</i>	1,7 (SW-exponiert/NE-exponiert)
<i>Melilotus albus</i>	1,6 (SW-exponiert/NE-exponiert)
<i>Picris hieracioides</i>	1,2 (SW-exponiert/NE-exponiert)
<i>Artemisia vulgare</i>	0,9 (SW-exponiert/NE-exponiert)
<i>Tanacetum vulgare</i>	0,8 (SW-exponiert/NE-exponiert)
<i>Melilotus altissimus</i>	0,5 (SW-exponiert/NE-exponiert)

Die bei obiger Diskussion postulierten schattigeren Standorte von *Melilotus altissimus* im Vergleich zu *Melilotus albus* werden ebenfalls in dieser Darstellung deutlich.

#### 4.3.5.3 Agropyretalia intermediae-repentis

Die Quecken-Trockenpionier-Gesellschaften sind als trockene oder wechsell Trockene „Heilgesellschaften“ (WILLMANN 1998) und als Gegenpart zu den feucht-nassen Flutrasen des Potentillion zu sehen und stehen zwischen den ruderalen Gesellschaften der Artemisietea und den xerothermen Gesellschaften der Festuco-Brometea bzw. Sedo-Scleranthetea (OBERDORFER 1993a:279). Dem Wasserhaushalt der Klasse Festuco-Brometea entsprechend werden hingegen in der Ordnung Agropyretalia intermediae-repentis deutlich stickstoffreichere und meist auch gestörte Standorte vorgefunden. Nach OBERDORFER (1993a) treten neben Rhizomgeophyten als ruderalen Arten auch akzessorisch Trockenrasenarten wie z. B. *Euphorbia cyparissias* als Begleiter auf.

WISSKIRCHEN (1995:245) sieht in ihnen schwer einzuordnende Bestände, was sich anhand der hier vorliegenden Untersuchungen bestätigen lässt. Auf jeden Fall beinhalten die halbruderalen Trocken- und Halbtrockenrasen dieser Ordnung thermophile Arten mit hoher dynamischer Kraft. Die von DENGLE (1997) definierte Assoziation des ‚Elymo-Rubetum caesii DENGLE (1997)‘ (FLORAWEB 2013) ist wie unter Kap. 4.3.4.1 ausgeführt, am Unteren Mittelrhein nicht vorzufinden.


#### Convolvulo-Agropyron repentis

Halbruderalen Halbtrockenrasen mit der Verbandscharakterart *Elymus repens* sind zerstreut in oberen Bereichen der Hochufer vorzufinden; drei Aufnahmen konnten auf Verbandsebene zugewiesen werden. Nach KRUMBIEGL (2003:336) gehören hierzu auch die *Calamagrostis*-Bestände auf höher gelegenen stabilen Substraten, welche nach der Standardliste (FLORAWEB 2013) in die Klasse der Epilobietea angustifolii eingebunden sind. Unmittelbar am wasserseitigen Rand des Leinpfades ist häufiger, insbesondere im Bereich von Pflasterböschungen ein schmaler Streifen *Calamagrostis epigejos* festzustellen, welcher von der landseitigen Seite des Leinpfades noch vordringt und hier ausklingt. Insofern sind die standörtlichen Bedingungen denen des Convolvulo-Agropyron durchaus ähnlich und die (regionale bzw. habitatspezifische) Einordnung in den Verband stimmig.

Innerhalb dieses Verbandes wurden in 4 Fällen im Bereich sehr stark verbauter Ufer Gesellschaften des **Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis Felf. 43** erfasst (z. B. Tab. 43). Als Typusgesellschaft auf meist kalkhaltigen Böden stimmen hier die Charakterarten mit denen des Verbandes und der Ordnung überein. Noch deutlicher den trockenen Flügel betonend und zu den Festuco-Brometea überleitend ist am Unteren Mittelrhein sehr zerstreut, mit einem Schwerpunkt in den rechtsrheinischen Ufern der Neuwieder Bucht, *Elymus campestris* x *Elymus repens* vorzufinden. Diese Bestände wurden allerdings nicht durch Vegetationsaufnahmen erfasst. Nur in einem Falle gelang auf dem Weißenthurmer Werth in einer sonnigen *Calamagrostis epigejos*-Flur auf Sand der Nachweis von *Elymus campestris*.



Tabelle 43: Aufnahmebeispiel eines *Convolvulo-Agrophyretum repentis* (25.07.2011)

Laufende Nummer	158	
Fläche	16 m²	
Aufnahmedatum	25.07.2011	
Lage (Rheinkilometrierung)	607,9-I	
Gesamtdeckung	100 %	
Artenzahl	10	
Inklination	0°	
Exposition	-	
Substrat	bb	
<i>Elymus repens</i>	65 %	
<i>Medicago x varia</i>	13 %	
<i>Artemisia vulgaris</i>	8 %	
<i>Tanacetum vulgare</i>	5 %	
<i>Convolvulus arvensis</i>	4 %	
<i>Saponaria officinalis</i>	2 %	
<i>Achillea millefolium</i>	1 %	
<i>Clematis vitalba</i>	1 %	
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Medicago lupulina</i> , <i>Rorippa austriaca</i>		

Weißenthurm

Weißenthurm

#### 4.3.6 Salicetea purpureae

Teilweise infolge der natürlichen morphologischen Rahmenbedingungen, insbesondere aber aufgrund der Wasserbaumaßnahmen, sind die Uferbereiche meist sehr schmal ausgebildet und die Weichholzaunen daher zumeist als schmal-lineares Band vorzufinden. Meist sind auch flusstypische Weidenbestände nur fragmentarisch vorhanden. Bereits OBERDORFER (1992a:13) beschreibt solche schmalen Streifen, in deren Kontaktzonen gesellschaftsuntypische Arten leicht eindringen können und sich mosaikartig vermischen, so dass sie nur schwer zu klassifizieren sind. Im Folgenden werden solche mit Gehölzen bestandenen linearen Uferbestände als **Salicion-Säume** von flächigen Auenwäldern abgegrenzt, sobald sie schmaler als 25 m sind. Sind Salicion-Arten nur punktuell vorzufinden, werden sie als **Salicion-Fragmente** bezeichnet. Meist sind z. B. solche Salicion-Fragmente strauchartig am Fuß von Wasserbausteinschüttungen vorzufinden, wo sie bis zum nächsten Pflegegang der Wasser- und Schifffahrtsämter nur einen temporären Zustand darstellen. Größere Auenwaldbereiche sind hingegen häufiger im Bereich der Rheininseln vorzufinden.

##### 4.3.6.1 Salicetalia purpureae

Weiden-Auengebüsche und -wälder der Ordnung der Salicetalia bzw. die Weidenauen tieferer Lagen des Verbandes **Salicion albae**, sind im Untersuchungsraum nur noch kleinflächig vorhanden, wobei sie ursprünglich den gesamten Lockerbodenbereich des überschwemmten Talgrundes eingenommen hatten. Die Bestände sind meist bis 1-2 m über Mittelwasser gelegen. KRAUSE (1982) schrieb dem natürlichen Weidenwald am Mittelrhein bei Bonn einen Höhenunterschied von ca. 1,4 m zu.

Neben Baumweiden werden die Gehölzbestände der Weichholzaue in hohem Maße von Hybridpappeln bestimmt. Hinsichtlich der Baumweiden überwiegt *Salix x rubens* mit 53 Nachweisen in Aufnahmen, gefolgt von *Salix alba* mit 29 und *Salix fragilis* mit 11 Nachweisen in der ersten und zweiten Baumschicht. *Populus x canadensis* ist hingegen in 126 Aufnahmen betreffender Baumschichten anzutreffen, wobei eine standörtliche Differenzierung der beiden Gattungen nicht immer ersichtlich ist.

Aufgrund der meist saumartigen bzw. lichten Struktur dieser Gesellschaften wäre eine Vielzahl von Fazies mit Kontaktgesellschaften, zumeist zu der Ordnung Convolvuletalia, aber auch zum Phalaridetum arundinaceae etc. zu deklarieren. Solche Saumbereiche werden am Unteren Mittelrhein unter anderem durch die gefährdete Art *Silene baccifera* geprägt, welche für den Übergang der Convolvuletalia zu den Salicetalia charakteristisch ist.


**Salicetum triandrae Malcuit ex Noirfalise in Lebrun et al. 1955**

Natürlicherweise sind Weidengebüsche des *Salicetum triandrae* unmittelbar am Mittelwasser gelegen; 12 Aufnahmen wurden diesbezüglich erfasst. KRAUSE (1982) bestimmte für den Beginn der Mandelweidenzone bei Bonn den oberen Mittelwasserbereich. Die Gebüsche sind nur wenig über dem mittleren Sommerwasserstand gelegen und häufig durch Hochwasser gestört, so dass auch *Salix alba*, welche in der Gesellschaft durchaus häufig ist, lediglich auf Strauchgröße beschränkt bleibt. Im Untersuchungsraum sind diese Bestände mit *Salix triandra*, *Salix purpurea*, *Salix viminalis* und *Salix alba* unmittelbar am Rhein als Mantelgesellschaft des *Salicetum albae* z. B. im Bereich südlich der Ahrmündung (km 628,05-I; Aufnahme 325; Anlage 3 Blatt 15), des Weidenwaldes am Koblenzer Hafen (km 596,23-I; Tab. 44), des Weidenwaldes bei Kaltenengers (km 601,39-I; Aufnahme 20; Anlage 3 Blatt 1) bzw. in den naturnäheren Bereichen der Rheininseln vorzufinden. OBERDORFER (1992a) beschreibt allgemein die Wuchsorte durch Wasserbaumaßnahmen als stark reduziert, was am Unteren Mittelrhein in besonderem Maße der Fall ist.

*Salix viminalis* bevorzugt hierbei die geringfügig höher gelegenen, sandigen Bereiche, während *Salix triandra* feuchte und tonige Substrate (GRASS 1993:51) präferiert und hierbei auch gelegentlich in wassernahen Lücken von Wasserbausteinen, in sog. „safe sites“, vorgefunden werden kann. Als Differentialarten zum *Salicetum albae* können Arten der Bidentetea wie z. B. *Rorippa amphibia*, *Rorippa sylvestris* (ŠILC 2003:8) oder *Persicaria hydropiper* angesehen werden.

Tabelle 44: Aufnahmebeispiel eines *Salicetum triandrae* (03.08.2011)

Laufende Nummer	227
Fläche	25 m²
Aufnahmedatum	03.08.2011
Lage (Rheinkilometrierung)	596,23-I
Gesamtdeckung	98 %
Artenzahl	21
Inklination	0°
Exposition	-
Substrat	s
<i>Salix x rubens</i> _S	45 %
<i>Salix viminalis</i> _S	45 %
<i>Persicaria hydropiper</i>	5 %
<i>Alliaria petiolata</i>	4 %
<i>Impatiens glandulifera</i>	3 %
<i>Senecio inaequidens</i>	1 %
<i>Urtica dioica</i>	1 %
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Brassica nigra</i> , <i>Impatiens parviflora</i> , <i>Medicago lupulina</i> , <i>Rubus caesius</i> , <i>Calystegia sepium</i> , <i>Chenopodium polyspermum</i> , <i>Sambucus nigra</i> , <i>Stellaria media</i> , <i>Stellaria nemorum</i> , <i>Cuscuta europaea</i> , <i>Galium album</i> , <i>Geranium robertianum</i> , <i>Persicaria lapathifolia</i> ssp. <i>lapathifolia</i> , <i>Clematis vitalba</i>	



Koblenz-Kesselheim

Koblenz-Kesselheim

Tab. 44 gibt eine geringfügig höher über dem Mittelwasserspiegel gelegene Aufnahme wieder, welche ŠILC (2003:9) als ‚*Salicetum triandrae* typicum var. *Alliaria petiolata*‘ einstufen würde. Eine Aufnahme auf dem Weißenthurmer Werth (km 606,63-WWI; Aufnahme 352; Anlage 3 Blatt 12) ist auf Sand ebenfalls höher gelegen und könnte als *Salix purpurea*-Gesellschaft klassifiziert werden, wurde allerdings aufgrund der Nährstoffsituation hier als *Salix purpurea*-Fazies des *Salicetum triandrae* aufgefasst.




KRAUSE (1982) bestimmte bei Bonn den Beginn des **Salicetum albae Issler 1926** am unteren Sommerhochwasserbereich. Die Bestände mit *Salix alba* und *Salix x rubens* als einzige Assoziationscharakterarten und mit weiteren strauchförmigen Weiden bilden lichte Bestände, ohne eine spezifische Krautschicht aufzuweisen. Allerdings ist diese verglichen mit dem *Salicetum triandrae* aufgrund der geringeren Überschwemmungshäufigkeit viel markanter mit meist sehr nitrophilen Arten ausgebildet (Tab. 45).

RENNWALD (2000) betont, dass insbesondere das Auftreten der Bastardform von *Salix x rubens* für die Zusammenfassung der Silberweiden- und Bruchweidenaue (*Salicetum fragilis*) zum ‚*Salicetum albo-fragilis* Tx. (1948) 1955‘ spricht, was sicherlich für die fragmentierten Bestände am Unteren Mittelrhein stimmig wäre; vorwiegend liegt der Schwerpunkt des eigentlichen *Salicetum fragilis* allerdings in kalkarmen Bereichen des Mittelgebirges (OBERDORFER 1992a:21).

Tabelle 45: Aufnahmebeispiel eines *Salicetum albae* (21.07.2011)

Laufende Nummer	120
Fläche	75 m²
Aufnahmedatum	21.07.2011
Lage (Rheinkilometrierung)	618,45-r
Gesamtdeckung	98 %
Artenzahl	36
Inklination	0°
Exposition	-
Substrat	bb
<i>Salix x rubens</i> B2	85 %
<i>Alnus glutinosa</i> B2	7 %
<i>Populus x canadensis</i> B2	3 %
<i>Urtica dioica</i>	45 %
<i>Rubus caesius</i>	10 %
<i>Sonchus oleraceus</i>	3 %
<i>Bidens frondosus</i>	3 %
<i>Impatiens glandulifera</i>	3 %
<i>Parietaria officinalis</i>	2 %
<i>Galeobdolon luteum</i>	2 %
<i>Cardamine flexuosa</i>	1 %
<i>Lapsana communis</i>	1 %
<i>Valeriana excelsa</i> ssp. <i>excelsa</i>	1 %
<i>Helianthus tuberosus</i>	1 %



Hammerstein

jeweils mit 0,1 % als Begleiter: *Galinsoga quadriradiata*, *Alliaria petiolata*, *Brassica nigra*, *Calystegia sepium*, *Lactuca serriola*, *Artemisia vulgaris*, *Cardamine impatiens*, *Poa palustris*, *Chelidonium majus*, *Erigeron canadensis*, *Solanum dulcamara*, *Cymbalaria muralis*, *Stellaria nemorum*, *Tanacetum vulgare*, *Epilobium tetragonum*, *Urtica urens*, *Veronica anagallis-aquatica*, *Senecio inaequidens*, *Equisetum arvense*, *Erysimum cheiranthoides*, *Fallopia convolvulus*

Als Silberauenwald wurden in 24 Aufnahmen flächige Waldbestände mit einer durchschnittlichen Breite der Ufer von 46,8 m erfasst, wobei lichte Bestände meist fließende Übergänge zu den Convolvuletalia ausbilden.

20 Aufnahmen wurden als *Salicetum albae*-Säume und weitere 4 Aufnahmen als Salicion-Fragmente im Bereich stark verbauter Ufer klassifiziert. So sind im Untersuchungsraum auch sämtliche Übergangsstadien der Sukzession der Convolvuletalia-Gesellschaften durch das Eindringen von *Salix*- und *Populus*-Arten zur Weichholzaue zu beobachten.

Als sehr überflutungstoleranter Neophyt hat sich in das Salicion der Unteren Mittelrheintals auch der zweihäusige Agriophyt ***Acer negundo*** etabliert, welcher in Nordamerika eher als selten einzustufen ist (LOHMEYER & SUKOPP 1992:132). KOWARIK & BOYE (2003:195) berichten, dass dieser Gehölzneophyt am Oberrhein vom Rückgang der Ulmen profitiert und deren Standorte besetzt. Am Unteren Mittelrhein ist dies nicht zu beobachten, da *Acer negundo* hier keine Dominanzbestände aufbaut und stetig in flussnahen Bereichen in nur geringem Abstand über der Mittellinie angetroffen wird, während die Gattung *Ulmus* zumeist Standorte der höheren Weichholzaue und insbesondere der Hartholzaue besetzt. Zudem erweist sich *Acer negundo* auch deutlich lichtliebender, so dass hier zumeist unterschiedliche Standortansprüche vorliegen.

### **Pappelwälder**

Hybridpappelbestände aus *Populus x canadensis* mit z. B. der Sorte 'Robusta', welche durch schlanken, geraden Wuchs und aufstrebende Seitenäste auffallen, sind in der Vegetation des Unteren Mittelrheins stark vertreten. Diese schnellwüchsigen Pappelhybriden stammen aus Kreuzungen der heimischen *Populus nigra* mit der nordamerikanischen *Populus deltoides*, gelegentlich auch *Populus angulata*, welche im Folgenden als *Populus x canadensis* zusammengefasst werden (SCHMITZ 1999), wobei der Autor allerdings auch *Populus nigra*-Jungwuchs in Mischbeständen mit *Populus x canadensis* am Niederrhein vorfindet. SCHMITT et al. (2006) weisen allerdings auch deutlich höhere Vorkommen von *Populus nigra* im niederrheinischen Tiefland verglichen mit der südlicher gelegenen niederrheinischen Bucht nach. Auch KÄTZEL (2009) konnte im hier betrachteten Untersuchungsraum des Unteren Mittelrheintals *Populus nigra* nur an den bekannten Altbeständen im Bereich des Nemedyer Werthes nachweisen. Genetische Untersuchungen wurden in vorliegender Studie nicht durchgeführt und nur morphologisch hoch wahrscheinliche Altbäume als *Populus nigra* erfasst. Zudem werden seitens der Wasser- und Schifffahrtsämter bei Fällungen von *Populus x canadensis* teilweise gezielt *Populus nigra* als Jungbäume gepflanzt (mdl. WSA Köln, LOHREY).

In Anlehnung an die Klassifizierung der Salicion-Bestände der *Salix*-Arten wurden 25 Aufnahmen als Pappelforste, 48 Aufnahmen als Pappelsäume und 4 Aufnahmen als Pappel-Fragmente erfasst. KASPEREK (1998:114) weist an der Rur auf die Schwierigkeiten der syntaxonomischen Einordnung von Pappelforsten hin. In vorliegender Untersuchung sind die Pappelforste und -säume aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten zweifelsfrei in dem Verband des Salicion passend platziert. Die meist sehr homogenen, flächigen Pappelaufforstungen wurden zumeist 1945-1965 angelegt, um der kriegsbedingten Holzarmut entgegen zu steuern. Die meist altersgleichen Bestände einer Sorte haben ihr optimales Alter zunehmend erreicht, so dass zukünftig ein deutlicher Wandel im Bereich dieser Baumbestände erkennbar sein wird, wobei die weitere Entwicklung derzeit schwer abzuschätzen ist. Kleinflächig findet ein anthropogen geförderter Umbau in eine naturnahe Weichholzaue statt, wie z. B. im Bereich der Außenstelle der Bundesanstalt für Gewässerkunde auf der Insel Niederwerth (km 595,3-595,7-NiWr). Um über die syntaxonomische Eigenständigkeit eines ‚Salici-Populetum Meijer-Drees 1936‘ zu urteilen, sind die häufig gepflanzten Mischbestände aus Hybrid-Pappeln und diversen Weiden am Unteren Mittelrhein ungeeignet.

Pappeln präferieren die obere Weichholzaue und die untere Hartholzaue und sind so ein wenig höher und trockener gelegen als Weiden. So sehen auch WALENTOWSKI & KARRER (2006) das ökologische Optimum im Übergangsbereich von periodisch überschwemmter Silberweiden-Weichholzaue zur episodisch überschwemmten Hartholzaue, ebenso wie auch ELLENBERG (1996:399) die Beeinträchtigungen von Pappeln durch längere Hochwasser betont. Vorgelagerte Gehölzbestände, welche in Anlehnung an das Salicetum triandrae häufig überflutet werden, wie z. B. Aufnahme 618 (Anlage 3 Blatt 13; km 643,65-r), sind ausschließlich aus Weiden, zumeist *Salix alba*, zusammengesetzt und werden von Pappeln komplett gemieden. Während BAUMGÄRTEL (2004) am Oberrhein *Populus*-Bestände auch im Bereich

der unteren Hartholzaue vorfindet, sind deren Bestände am Unteren Mittelrhein zumeist im Bereich der Weichholzaue vorzufinden. Nur wenige Aufnahmen im Bereich der Rheininseln zeigen bei dominanten Pappel-Vorkommen in der Strauch- und 2. Baumschicht eine Tendenz zum Übergang in die Hartholzaue an.

Auch nach SCHMITZ (1999) wächst *Populus nigra* schwerpunktmäßig am natürlichen Wuchs-ort im **trockenen Flügel des Salicion**, was auf die relative Trockentoleranz von Pappeln verglichen mit den Weiden der Aue zurückzuführen ist. Zugleich gelten Pappeln aber auch als natürliche Partner der Weiden. Im Spätsommer 2012 zeigten sich die trockeneren Stand-orte der Pappeln auch in einem verfrüht einsetzenden Laubfall in Folge einer längeren nie-derschlagsarmen Witterungsperiode. Des Weiteren gelten Pappeln als sommerwärmelie-bende Rohbodenpioniere an dynamischen Standorten den Weiden als überlegen. Mit einer mittleren Breite der Ufer von 59,8 m bewachsen Pappelwälder die breitesten Ufer des Unter-suchungsraumes bzw. die naturnahen Bereiche der Rheininseln, wobei deren Vorkommen auch häufig auf Anpflanzungen zurückzuführen sind.

WISSKIRCHEN (1995:261) bestätigte das Indigenat von *Populus nigra* insbesondere auf grob-körnigen Böden. Eine deutlichere Präferenz von grobkörnigeren **Kiesstandorten** für Pappeln ist aus vorliegenden Daten ebenfalls zu entnehmen. Während *Populus x canadensis* zu 19,5 % Kiesböden besiedelt, beträgt dieses Substrat bei *Salix* div. lediglich 10,7 %.

Häufig sind allerdings spalierartige Säume von Mischbeständen von *Populus x canadensis* und *Salix* div. aufgebaut, ohne dass standörtliche Unterschiede erkennbar sind. Auffällig ist, dass auf offenen Flächen deutlich mehr lichtliebender *Populus x canadensis*-Jungwuchs vorgefunden wird als *Salix*-Jungwuchs; hierbei stehen z. B. in der Krautschicht 16 Nachwei-sen von Baumweiden 68 Nachweisen von *Populus x canadensis* und in der Strauchschicht 76 Nachweisen von Baumweiden 112 Nachweisen der Hybridpappel gegenüber.

Es ist zwischen waldartigen, sukzessiven Vorkommen von Weiden am unmittelbaren Uferbe-reich auf Höhe der Weichholzaue und zumeist gezielten Anpflanzungen zu unterscheiden, auch wenn letztere derzeit keiner forstlichen Nutzung mehr unterliegen. Gehölze werden aus Gründen der Gewässerunterhaltung im Bereich von befestigten Ufern beseitigt, so dass SCHMITZ (1999) das Unterlassen dieser **Pflegeeingriffe** als Schutzmaßnahme für *Populus nigra* fordert. Der Autor stellte zudem keine Verdrängungsprozesse von *Populus nigra* durch Pappel-Hybriden fest. Auch BARSIG (2004) sieht keine Gefahr der Hybridisierung mit sorten-echter *Populus nigra*, während LOHMEYER & SUKOPP (1992) diesbezüglich gegenteiliger Mei-nung sind.

WISSKIRCHEN (1995:262) beschreibt die Pappelbestände der unteren Hartholzaue und der Weichholzaue als monotone Bestände. HÄRDTLE et al. (1996) konstatieren einen **Arten-schwund** von 60 % in Pappelwäldern bei einem Vorkommen von oftmals unter 10 Arten bei gleichzeitiger Förderung von *Urtica dioica* und *Rubus*-Arten. Auch KOWARIK & BOYE (2003:191) betonen eine indirekte Förderung von *Impatiens glandulifera* durch Anbau lichter Pappelwälder und die damit verbundenen Vegetationsveränderungen. Allerdings weist BARSIG (2004) auch auf gegenteilige Untersuchungsergebnisse hin. Hier nun vorliegende Arbeit zeigt eine deutlichere Bindung von *Impatiens glandulifera* an *Salix* div. verglichen mit *Populus x canadensis*, was gegebenenfalls auch auf die trockeneren Standorte der Pappel-Bestände hinweisen könnte.

Da natürliche Auenwälder im Untersuchungsraum kaum noch vorhanden sind, ist die Situati-on am Unteren Mittelrhein allerdings schwer zu beurteilen. Pappel-Standorte sind jedoch nicht pauschal als artenarm einzustufen und enthalten wie z. B. bei km 611,55-l mit einem größeren Bestand an *Silene baccifera* durchaus auch gefährdete Arten.

In vorliegenden Untersuchungen sind in 25 Aufnahmen Pappelforste erfasst, wobei die mitt-lere Artenzahl 16,6 beträgt. Hingegen liegen 24 Aufnahmen vor, in denen Weidenwälder

dominieren und die mittlere Artenzahl bei 21,0 liegt, so dass ein Artenschwund bei Pappel-Beständen geringfügig erkennbar wäre. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass häufig Galeriebestände von Gehölzen erfasst wurden, so dass solche Ökotope eine besonders hohe Biodiversität aufweisen („edge effect“). Folglich sind die hier erfassten Pappel-Säume mit 25,7 Arten pro Aufnahme deutlich artenreichere Bereiche verglichen mit geschlossenen Pappelforsten.

Neben der aktiven, nassen Aue sind auch Reliktbestände z. B. südlich der Wiedmündung (km 609,0-610,0-r; Aufnahme 556; Anlage 3 Blatt 12) erfasst worden, welche völlig von der Auedynamik losgelöst auf dem jetzigen Hartholzauenniveau gelegen sind und folglich sich nicht mehr als Weichholzaue verjüngen.

### ***Robinia pseudoacacia*-Bestände**

Außerhalb der bestehenden pflanzensoziologischen Klassen stehen als anthropogene Gehölzgesellschaften die Robinienbestände, welche von verschiedenen Autoren unterschiedlich in das syntaxonomische Konzept integriert werden (siehe hierzu DENGLE 2003:196). Vorgefundene Robinienbestände wurden nicht als *Robinia pseudoacacia*-Gesellschaften, sondern als *Robinia pseudoacacia*-Fazies des Salicion bzw. des Alno-Ulmion aufgefasst, da sie kaum flächig vorzufinden sind.

Der Schwerpunkt der neophytischen Baumart liegt am Unteren Mittelrhein in der oberen Weichholzaue, wobei insbesondere ältere Bäume der ersten Baumschicht auch deutlich in die Hartholzaue übergreifen. Ein Standortvorteil von *Robinia pseudoacacia* durch Bindung von Luftstickstoff besteht auf nährstoffreichen Auenböden kaum, so dass diesbezüglich nicht von einer biotopgefährdenden Wirkung durch Eutrophierung ausgegangen werden kann. Überwiegend werden wärmeliebende Standorte, insbesondere im Bereich des rechten Ufers im Neuwieder Becken bestockt, wobei hier zwischen Neuwied und Engers eine auf der Böschungsschulter angepflanzte Robinien-Allee für das vermehrte Vorkommen im Uferbereich ebenfalls verantwortlich sein dürfte.

Inwiefern die weitere Entwicklung der häufig von Robinien in der zweiten Baumschicht unterwachsenen Pappelwälder (z. B. Aufnahme 131; Anlage 3 Blatt 14) zu einer Bildung von Robinienbeständen führt, oder sie, wie von SEBALD et al. (1992b:292) ausgeführt, lediglich vorwaldartige Sukzessionsstadien sommerwarmer Regionen darstellen und von *Fraxinus excelsior*, *Ulmus* div. und weiteren Arten überwachsen werden, bleibt abzuwarten.

## **4.3.7 Querco-Fagetea**

### **4.3.7.1 Fagetalia sylvaticae**

Der Hartholzauenwald der größeren Flusstäler im Verband **Alno-Ulmion** wächst mit der hier vertretenen Assoziation des **Querco-Ulmetum minoris Issler 1924** auf höhergelegenen, festeren Auenlehmen im Vergleich zu den tiefergelegenen Lockerböden der Weichholzaue und weist aufgrund der geringeren Überflutungsdauer eine andere Artenzusammensetzung auf.

KRAUSE (1982) bestimmte bei Bonn den Beginn der unteren Hartholzaue am oberen Sommerhochwasserbereich und die obere Hartholzaue am Winterhochwasserbereich. Zumeist grenzen sie an Salicion-Bestände an und gehen in Carpinion-Bestände über, wobei diese Übergänge sich am Unteren Mittelrhein aufgrund der Steilheit der Ufer meist stark überlappen.


Am Unteren Mittelrhein wäre die Hartholzaue ab Beginn der oberen Niederterrasse ausgeprägt und ist aktuell nur noch äußerst fragmentarisch vorhanden und insofern syntaxonomisch schwer zu greifen. LOHMEYER (1975) wies bereits darauf hin, dass am Rhein nördlich von Mainz fast sämtliche Hartholzauen schon vor Jahrhunderten zumeist durch Siedlungsaktivitäten zerstört wurden und nur kleinflächige Reste verblieben. Auch WISSKIRCHEN (1995:262) sieht insbesondere im Vergleich zum Oberrhein die Hartholzaue am Mittelrhein

kaum noch ausgebildet. Zudem sind aufgrund der engen Talsituation auch die Übergänge zur Weichholzaue auf engstem Raum fließend, so dass einige Vegetationsaufnahmen syntaxonomisch „zwischen“ diesen beiden Klassen stehen.

8 Aufnahmen ausschließlich auf den Höhenrücken der Rheininseln konnten auf Assoziationsebene zugeordnet werden (Tab. 46). 22 Aufnahmen sind hier in Anlehnung an die Vorgehensweise bei den Wäldern der Weichholzaue als kleinflächige Hartholzauen-Säume anzusehen.

Tabelle 46: Aufnahmebeispiel eines Quercu-Ulmetum minoris (27.08.2012)

Laufende Nummer	706
Fläche	150 m²
Aufnahmedatum	27.08.2012
Lage (Rheinkilometrierung)	641,99-NoWr
Gesamtdeckung	100 %
Artenzahl	16
Inklination	5°
Exposition	E
Substrat	s
<i>Quercus robur</i> B1	50 %
<i>Robinia pseudoacacia</i> B1	20 %
<i>Acer pseudoplatanus</i> B1	10 %
<i>Robinia pseudoacacia</i> B2	15 %
<i>Ulmus minor</i> B2	5 %
<i>Acer pseudoplatanus</i> B2	5 %
<i>Ulmus minor</i> S	25 %
<i>Robinia pseudoacacia</i> S	5 %
<i>Sambucus nigra</i> S	5 %
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	15 %
<i>Rubus caesius</i>	5 %
<i>Chelidonium majus</i>	1 %
<i>Ulmus minor</i>	1 %
<i>Impatiens glandulifera</i>	1 %
<i>Robinia pseudoacacia</i>	1 %



Nonnenwerth

jeweils mit 0,1 % als Begleiter: *Sambucus nigra*, *Solidago gigantea*, *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus*, *Erigeron canadensis*, *Fallopia baldschuanica*, *Erigeron annuus*, *Artemisia vulgaris*

Reste der Hartholzaue sind insbesondere auf den Rheininseln zu finden, so vor allem im Bereich des Inselrückens des Hammersteiner Werthes (mit Frühlingsgeophyten wie *Corydalis cava*, *Corydalis solida* und *Anemone ranunculoides*) und auch auf Nonnenwerth, wo als einzige Flächen im Untersuchungsraum ältere Bestände von *Fagus sylvatica* Ansätze des Fagion sylvaticae anzeigen. Insbesondere mit *Carpinus betulus* sind auf Nonnenwerth auch Andeutungen des Stellario-Carpinetum vorhanden und folglich kaum noch als Bestandteile der eigentlichen Aue anzusehen. Eine weitere Differenzierung in untere, mittlere und hohe Hartholzaue (BAUMGÄRTEL 2004:56) bzw. Abgrenzung von Subassoziationen (OBERDORFER 1992a:154) ist aufgrund der Kleinflächigkeit der Bestände am Unteren Mittelrhein nicht möglich.

HÄRDTLE et al. (1996) stellten verglichen mit *Quercus robur* einen höheren *Fraxinus excelsior*-Anteil in der Hartholzaue an der Donau fest, während an der Elbe die Stieleiche dominiert. Am Unteren Mittelrhein ist in den Hartholzauenfragmenten ebenfalls die Esche häufiger als die Eiche. Gegebenenfalls hatte das vermehrte Vorkommen der Stieleiche auch nutzungsgeschichtliche Ursachen (HÄRDTLE et al. 1996). Diesbezüglich stellte BAUMGÄRTEL (2004:57) Bestände von *Quercus robur* als Relikte längerer Überschwemmungssituationen der Hart-

holzauen dar, welche nach wasserbaulichen Maßnahmen von den konkurrenzstärkeren, aber weniger überschwemmungstoleranten *Fraxinus excelsior* und *Acer pseudoplatanus* mehr und mehr abgelöst werden. Der Autor findet *Quercus robur* in der aktuellen Verjüngung der mittleren Hartholzaue kaum noch vor. In vorliegender Untersuchung konnte Jungwuchs in der Krautschicht im Vergleich von Stieleiche/Esche im Verhältnis von 3/48 Nachweisen und in der Strauchschicht von 2/59 Nachweisen festgestellt werden, was für die zukünftige höhere Bedeutung der Esche gegenüber der Eiche und eine geringere Überschwemmungsdynamik sprechen würde.

Charakteristische Arten der Hartholzaue am Mittelrhein sind u. a. *Ulmus minor*, *Acer pseudoplatanus*, *Crataegus monogyna*, *Sambucus nigra* und *Cornus sanguinea*, wobei insbesondere letztere beiden auch deutlich in die Weichholzaue übergreifen, was ŠILC (2003:13) auch für höher gelegene Bereiche des Salicetum albae in Slowenien feststellte. In der Krautschicht sind z. B. *Hedera helix* und *Brachypodium sylvaticum* zu finden, welche beide als empfindlich gegenüber Überflutungen gelten (WOLF & THOMAS 2001), wobei *Brachypodium sylvaticum* hierbei ebenfalls bereits von der unteren Hartholzaue in Übergangsbereiche bis zur Weichholzaue reicht. BAUMGÄRTEL (2004) sieht am Oberrhein das spontane Auftreten von *Ulmus minor*, *Quercus robur* und *Cornus sanguinea* als Hinweis auf eine Entwicklung in Richtung Hartholzaue.

Eine geringere Vitalität von *Rubus caesius* in der häufiger überschwemmten Weichholzaue und deren primäre Bevorzugung der Hartholzaue, wie von BAUMGÄRTEL (2004:57) beschrieben, kann am Unteren Mittelrhein hingegen nicht nachvollzogen werden.

### 4.3.8 Molinio-Arrhenatheretea

#### 4.3.8.1 Molinietales caeruleae

Flächige, staudenreiche Nasswiesen als wärmeliebende Tieflandgesellschaften der großen Stromtäler auf basen- und nährstoffreichen Böden sind am Unteren Mittelrhein nicht mehr vorhanden. Insofern fehlen auch aufgrund der Talenge Cnidion- oder Filipendulion-Gesellschaften, welche die Ufer der Oder und Elbe charakterisieren. OBERDORFER (1993a) sieht nasse Staudenfluren im Überflutungsraum von Flüssen auch als Ersatzstandort des Alno-Ulmion, so dass sie der intensiven Erschließung des Unteren Mittelrheintals bereits vor längerer Zeit zum Opfer gefallen sind.

Nach der Standardliste (FLORAWEB 2013) werden die z. T. dem Filipendulion naheliegenden Gesellschaften überwiegend der Zentralassoziaton **Filipendulo-Geranietum palustris** zugeordnet, wobei RENNWALD (2000) darauf hinweist, dass ein Teil der mitunter hierher gestellten Gesellschaften wie z. B. das Veronico longifoliae-Euphorbietum palustris besser beim Senecionion fluviatilis untergebracht sei. Der Autor weist in dem Zusammenhang darauf hin, dass Ufer-Staudenfluren deutlich zurückgehen, allerdings floristisch ähnliche Bestände als Folge des Brachfallens von Feuchtwiesen in deutlicher Zunahme begriffen sind. Solche Feuchtwiesen sind im Bereich des Unteren Mittelrheintales kaum vorhanden. Nasse Staudenfluren waren hier aber auch ursprünglich nur kleinflächig z. T. als Streifen an Flussufern über der Mittelwasserlinie zu finden und lösten oft sekundär Röhrichte ab, wobei es zu engen Überlagerungen mit Convolvuletalia-Arten kam.

Hingegen sind Anklänge an diese Gesellschaft am Unteren Mittelrhein in den Pflasterflächen der befestigten Uferböschungen zu finden, ohne dass eine konkretere syntaxonomische Klassifikation hier möglich war. Deren Pflege mit einer 1-jährigen Mahd im Bereich von Überflutungsflächen kommt den Standorten der eigentlichen Molinietales-Gesellschaften nahe. Insofern wären solche Flächen den Convolvuletalia zuzuordnen, allerdings mit *Lysimachia vulgaris*, *Thalictrum flavum* und seltener *Filipendula ulmaria* als Anklänge von Molinietales-Gesellschaften zu werten, die einerseits schnittempfindlich sind, allerdings eine geringe Schnittfrequenz auch benötigen. *Lythrum salicaria* wiederum ist am Unteren Mittelrhein ebenso deutlich im Bereich des Bidention positioniert (siehe Kap. 4.3.1.1).



KRUMBIEGEL (2008:338) sieht an der Elbe Restbestände von u. a. *Silaum silaus* und *Achillea ptarmica* als Hinweise der ursprünglichen Vegetation in Form der *Sanguisorba officinalis*-*Silaum silaus*-Gesellschaft in der Ordnung der Molinietalia – diese Arten sind ebenfalls stetig in den Gesellschaften der gepflasterten Böschungen am Unteren Mittelrhein vertreten. Auffällig ist die am Unteren Mittelrhein von Koblenz nach Bonn deutlich abnehmende Frequenz von *Silaum silaus*, welche konsequenterweise in Nordrhein-Westfalen bereits als gefährdete Art eingestuft wird.

#### 4.3.8.2 Arrhenatheretalia

Flächen der Hartholzaue werden im Untersuchungsraum nur gelegentlich landwirtschaftlich genutzt, wobei zunächst die noch höheren Flächen als Ackerflächen genutzt werden (KNÖRZER 1985) und hier folglich ausschließlich außerhalb des untersuchten Uferbereiches gelegen sind.

Grünlandflächen der Arrhenatheretalia, welche in Tallandschaften der großen Stromniederungen ihren Schwerpunkt haben, reichen hingegen hinab bis in den Bereich der Weichholzaue, sind aber am Unteren Mittelrhein aufgrund der engen Talsituation und der dichten Infrastruktur verglichen mit dem Niederrhein oder der Elbe nur sehr selten im Uferbereich vorzufinden. Als Beispiel sind die rechtsrheinischen Wiesen im Norden von Bonn im Bereich unterhalb der Siegmündung zu nennen (km 655,5-659,2-r), welche überwiegend außerhalb des hier betrachteten Untersuchungsraumes liegen. Lediglich in dem Bereich einer Aufnahme ragt diese angrenzende Wiese in Form eines **Lolio perennis-Cynosuretum cristati Tx. 1937** des Verbandes **Cynosurion cristati** in den unmittelbaren Uferbereich bei Bonn (Aufnahme 214; Anlage 3 Blatt 2) hinein.

Charakteristische Arten des **Arrhenatherion** sind auch immer wieder den Vegetationsbeständen auf Pflasterböschungen beigemischt, so dass häufig in dem Mosaik verschiedener Gesellschaften auch *Pastinaca sativa*, *Geranium pratense*, *Galium album*, *Arrhenatherum elatius*, allerdings nur selten *Crepis biennis* oder *Anthriscus sylvestris* vorzufinden sind.

Hinsichtlich der Gesellschaften des Arrhenatherion orientiert sich die Standardliste (FLORAWEB 2013) an den Ausführungen von DIERSCHKE (1997:17), welcher aufgrund fehlender Charakterarten in dem Verband nur eine Assoziation des **Arrhenatheretum elatioris Braun 1915** sieht und diese weiter in Subassoziationen, Rassen etc. differenziert. 5 Aufnahmen wurden dieser Assoziation zugeordnet (z. B. Tab. 47).


DIERSCHKE (1997:21) unterscheidet drei Subassoziations-Gruppen, wobei im hier diskutierten Untersuchungsraum punktuell im Bereich von gemähten Steinpflasterbereichen, als auch im Bereich von Deichen die typische Subassoziation und eine trockene bzw. magere Subassoziation vorzufinden sind. Eine feuchte Subassoziation z. B. mit *Silene flos-coculi* ist am Unteren Mittelrhein nicht (mehr) aufzufinden.

Bei extensiver Pflege, Besonnung und wenig bindigem Substrat bilden sich insbesondere an Deichflanken artenreiche Bestände mit *Salvia pratensis* und *Bromus erectus* aus. Die trockenen Bestände im Bereich von Deichen (siehe Kap. 2.2.3), aber auch die Bestände im Bereich der Uferböschungen von Bonn-Beuel (km 652,0-653,5-r) zeigen tendenziell fließende Übergänge zum Bromion, aber auch Fragmente der ruderalen Gesellschaften der Artemisietea.

WISSKIRCHEN (1995:266) positionierte die von KNÖRZER (1985) beschriebenen wärmeliebenden Salbei-Wiesen in das Arrhenatherion und setzt die trockeneren, meist süd- bis südwest-exponierten und höher gelegenen Ausbildungen mit der Subassoziation ‚Arrhenatheretum elatioris brometosum‘ (OBERDORFER 1993a:415) gleich, während KNÖRZER (1985) diese Bestände in das Bromion positioniert. Die hier untersuchten Bestände zeigen die Überlappung beider Klassen an und sind einerseits als ‚Arrhenatheretum elatioris salvietosum‘ einzustufen (z. B. Deich Neuwied (km 607,4-r); Aufnahme 439; Anlage 3 Blatt 2 bzw. Aufnahme 167;

Tab. 47), während noch trockenere Bestände aufgrund des deutlichen Eindringens von Bromion-Arten wie z. B. *Eryngium campestre* unmittelbar im Bromion (z. B. Bonn-Beuel (km 652,07-r), Aufnahme 146; Tab. 51; Seite 130) platziert werden.

Tabelle 47: Aufnahmebeispiel eines trockenen Arrhenatheretum elatioris (26.07.2011)

Laufende Nummer	167	
Fläche	16 m <sup>2</sup>	
Aufnahmedatum	26.07.2011	
Lage (Rheinkilometrierung)	607,71-r	
Gesamtdeckung	80 %	
Artenzahl	13	
Inklination	28°	
Exposition	W	
Substrat	bb	
<i>Dactylis glomerata</i>	18 %	
<i>Arrhenatherum elatius</i>	15 %	
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	10 %	
<i>Echinops sphaerocephalus</i>	8 %	
<i>Centaurea jacea</i>	7 %	
<i>Medicago x varia</i>	5 %	
<i>Lactuca serriola</i>	5 %	
<i>Polygonum aviculare</i>	5 %	
<i>Carduus acanthoides</i>	4 %	
<i>Erodium cicutarium</i>	1 %	
<i>Cirsium vulgare</i>	1 %	
als Begleiter mit jeweils 0,1: <i>Crepis capillaris</i> , <i>Potentilla neumanniana</i>		Neuwied

Die **ruderalen Arrhenathereten** (z. B. „Tanaceto-Arrhenatheretum A. Fischer 1985“) werden nach der Standardliste (FLORAWEB 2013) nicht mehr vom Arrhenatheretum elatioris abgegrenzt, sondern als ‚Arrhenatheretum elatioris, Ausbildungen ruderaler Standorte‘ gesehen, wobei allerdings DIERSCHKE (1997:23) in der „Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands“ diese als *Artemisia vulgaris*-*Arrhenatherum elatius*-Gesellschaft wiederum als eigenständig bewertet. Bezeichnend sind Differentialarten der Artemisietea und der hier noch abgetrennten Klasse Agropyretea und das Zurücktreten mancher Arten der Molinio-Arrhenatheretea. *Linaria vulgaris*, *Tanacetum vulgare* und *Artemisia vulgaris*, aber auch *Elymus repens* werden für diese artenarmen Gesellschaften mit wiesenartigem Aufbau als Differentialarten gesehen.

Wie immer auch der syntaxonomische Stellung eingeschätzt wird, so ist gerade an den Ufern des Unteren Mittelrheins der Übergang der Arrhenathereten zu der Klasse der Artemisietea fließend und auch deutlich ausgeprägt; 4 Aufnahmen wurden diesbezüglich ausgewiesen. Der stetige Stickstoffeintrag fördert die Ruderalisierung der von Überflutungen häufiger betroffenen Pflasterböschungen im Gegensatz zu den seltener unter Wasser stehenden Deichflanken. Auch kann die Pflegeintensität als differenzierendes Kriterium gesehen werden, wobei mit zunehmender Mahdintensität Gesellschaften der Artemisietea geschwächt und jene der Arrhenatheretea gefördert werden, so dass alle Übergänge vom Tanaceto-Artemisietum über die ruderalen Arrhenathereten zu den reinen Arrhenathereten vorzufinden sind.

#### 4.3.8.3 Potentillo-Polygonetalia

Die Ordnung umfasst feuchtigkeitsliebende Pioniergesellschaften mit rasch wachsenden Kriechsprossen, welche im Gegensatz zu den Arrhenatheretalia-Gesellschaften kurzfristige Überflutungen vertragen, wobei die damit verbundene Sauerstoffarmut die eigentliche physiologische Begrenzung darstellt. Sie sind meist rasig ausgebildet, verfügen oft über lange



unterirdische bzw. oberirdische Ausläufer und folgen zumeist den Bidentetea-Arten in höher gelegene Bereiche oberhalb des Mittelwasserspiegels. Zum Wasser sind sie durch ihre Überflutungstoleranz und landseitig durch ihre geringere Konkurrenzkraft begrenzt.

Die Gesellschaften sind am Unteren Mittelrhein häufig streifenförmig ausgebildet, wobei sie auffällig substratunabhängig sind und so auch am Fuß von Mauern, Pflastern, aber auch auf natürlichen Substraten vorzufinden sind und häufig eng verzahnt bzw. überlagert mit angrenzenden Gesellschaften auftreten. Selbstredend sind die Gesellschaften an steileren Ufern meist schmaler ausgebildet. Häufig bilden sie als Dauerpioniergesellschaften mit z. B. *Potentilla reptans* eine untere Krautschicht neben höher wachsenden Artemisietea- oder Galio-Urticetea-Arten aus. Allerdings kann *Potentilla reptans* durch Ausläufer auch gut an Steilkannten und Uferabbrüchen wachsen und besiedelt so auch Bühnen und kleinere Mauerkrone (z. B. Weißenthurm bei km 608,0-608,5-l). Durch DIERSCHKE (2012) wurden die Gesellschaften dieser Ordnung gerade jüngst nochmals intensiv beschrieben; selbiger Autor weist auch auf die unterschiedlichen Ausbildungen von Jahr zu Jahr in Abhängigkeit vom witterungsbedingten Ablauf hin („Harmonika-Sukzession bzw. Pendel-Sukzession“).

Auch am Unteren Mittelrhein konnte nach längerem, hohen Wasserstand im ersten Halbjahr 2012 eine Verarmung der Flutrasen verglichen mit 2011 bei niedrigeren Wasserständen beobachtet werden, was insbesondere auf Überflutungen während der Vegetationsperiode zurückzuführen ist. Diese „Heilgesellschaften“ (WILLMANN 1998) sind hingegen äußerst tolerant gegenüber Akkumulation und Erosion von Bodensubstrat.

### **Potentillion anserinae Tx. 1947**

(= Agropyro-Rumicion Nordhagen 1940 em. Tx. 1950)

Potentillion-Gesellschaften siedeln nach OBERDORFER (1993a) (ursprünglich) im Hochwasserbereich von Gewässern. Hochfrequente Verbandscharakterarten am Unteren Mittelrhein sind z. B. *Inula britannica* und *Potentilla reptans*. Letztere Art ist zumeist in geringen Artmächtigkeiten knapp oberhalb der Mittelwasserlinie vorzufinden (siehe Kap. 4.2.2) und hierbei oft, wie von KRUMBIEGEL (2003:326) beschrieben, auf stabilen Substraten. Mit *Rorippa austriaca* ist nur ein häufigerer Neophyt in diesem Verband vertreten. Zwei Funde von *Rumex stenophyllus* zeigen dessen intermediäre syntaxonomische Präferenz des Übergangs von Chenopodion zum Potentillion (OBERDORFER 2001). Häufig ist insbesondere auf Pflasterstandorten unter hochwüchsigen Arten der Artemisietea und/oder der Galio-Urticetea eine untere Krautschicht aus Arten des Potentillion zu finden wie z. B. *Potentilla reptans* oder auch *Equisetum arvense*.

Solche Vegetationseinheiten sind prinzipiell schwer syntaxonomisch zu klassifizieren. KRUMBIEGEL (2003) beschrieb sie treffend als „trockene, ruderales Flutrasen“, wobei auch fließende Übergänge zum Convolvulo-Agropyron zu erkennen sind, die sich auch im steten Vorkommen von *Elymus repens* zeigen. *Euphorbia esula* ist allerdings im Untersuchungsraum nur schwach als Potentillion-Art ausgeprägt und eher als Onopordetalia-Art einzustufen, worauf LOHMEYER (1975) mit der Definition eines ‚Euphorbio esulae-Carduetum ass. nov.‘ als Regionalassoziaton aufmerksam machte.

10 Gesellschaften, welche durch eine hohe Abundanz von *Potentilla reptans* sich auszeichnen, wurden als Basalgesellschaft klassifiziert.

### **Rorippo sylvestris-Juncetum compressi Lohm. 81**

(= Junco compressi-Trifolietum repentis Eggler 33)

(= Blysmo-Juncetum compressi Libbert 32)

Von vielen Autoren, wie z. B. BRANDES & OPPERMAN (1994) an der Weser, KRUMBIEGEL (2003) an der Elbe, aber auch LOHMEYER (1981) am Rhein, werden *Juncus compressus*-Bestände als charakteristisch für das Steinpflaster von Bühnen und Uferbermen beschrieben.

LOHMEYER (1981) sieht dabei die Bestände mit *Allium schoenoprasum* und *Rorippa sylvestris* nicht als verarmte Variante des ‚Blysmo-Juncetum compressi Libbert 32‘, sondern als selbständige Assoziation des ‚Rorippo sylvestris-Juncetum compressi Lohm. 81‘ und als Charaktergesellschaft des Mittelwasserbereiches, welche häufig untergetaucht ist, aber während der Hauptvegetationsperiode typische Ausbildungen aufweist. Diese Gesellschaft ist in der Standardliste (FLORAWEB 2013) allerdings in dem ‚Junco compressi-Trifolietum repentis Eggler 33‘ integriert.

DIERSCHE (2012) spricht sich in der „Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands“ noch mal deutlich für eine Abtrennung dieser beiden Assoziationen aus und betont die deutlichen floristischen und ökologischen Unterschiede sowie die verschiedenen Verbreitungsgebiete. Die hier nun vorliegenden Daten vom Unteren Mittelrhein unterstützen die Postulierung einer eigenständigen Assoziation, welcher an dieser Stelle abweichend von der Standardliste gefolgt wird. Dieser Einschätzung schließt sich auch KRUMBIEGEL (2003) mit Untersuchungsergebnissen von der Elbe an, wobei er nachvollziehbar zu bedenken gibt, dass die Zuordnung zum Junco compressi-Trifolietum repentis durch das Fehlen der Nässezeiger *Blysmus compressus* und auch *Agrostis stolonifera* zweifelhaft wäre.

Die Gesellschaft des Rorippo sylvestris-Juncetum compressi ist deutlich getrennt zu sehen von Beständen mit *Blysmus compressus* und *Juncus compressus* als Trittgemeinschaft offener Wege, wobei allerdings auch zu berücksichtigen ist, dass Bühnenrücken durchaus einer zumeist von Anglern ausgehenden Trittbelastung ausgesetzt sind.


Als vermutlich autochthone Gesellschaft von rissigen Felsen wird das Pflaster erfolgreich als Sekundärbiotop besiedelt. Im Zuge der Vegetationsaufnahmen konnte auch bei Niedrigwasser neben unten dargestellten Aufnahme auf Pflasterflächen (Tab. 48) eine Aufnahme von **natürlichen Felsstandorten** angefertigt werden (Aufnahme 68; Anlage 3 Blatt 5), welche einem Rorippo sylvestris-Juncetum compressi sehr nahe steht, jedoch kein *Juncus compressus* enthält, sondern vielmehr durch *Allium schoenoprasum*, *Rorippa sylvestris* und *Scorzoneroide autumnalis* geprägt ist. Außerhalb der systematischen Auswahl der Aufnahmeflächen konnten allerdings auch natürliche Felsen mit Beständen von *Juncus compressus* und *Allium schoenoprasum* im Uferbereich vorgefunden werden, welche eindeutig dem Rorippo-Juncetum compressi zugeordnet werden können (z. B. bei km 611,8-r).

Während DIERSCHE (2012:45) durchaus *Rorippa sylvestris* (und auch *Phalaris arundinacea*) als Differentialart eines Rorippo sylvestris-Juncetum compressi gegenüber einem Junco compressi-Trifolietum repentis sieht, wird von ihm *Allium schoenoprasum* nur im Kontakt bzw. infolge einer Durchdringung mit einer ein wenig höher stehenden Gesellschaft (z. B. auf Bühnenrücken) angegeben. LOHMEYER (1981:255) sieht allerdings *Allium schoenoprasum* als lokalen Rivalen von *Rorippa sylvestris* und *Juncus compressus* im Rorippo sylvestris-Juncetum compressi auf natürlichen Felsstandorten. Insofern dürfte unter Vorbehalt die hier angesprochene Aufnahme auf einem natürlichen Felsstandort auch dem Rorippo sylvestris-Juncetum compressi zugeordnet werden. Gegebenenfalls wäre hier *Allium schoenoprasum* als lokale Assoziationscharakterart anzufügen oder das Rorippo sylvestris-Juncetum compressi sogar als Regionalassoziation zu verstehen, welche z. B. OBERDORFER (1993a:342) als ufernahe Bestände des dort beschriebenen Blysmo-Juncetum compressi praktisch kaum findet. BRANDES & SANDER (1995a:904) beschrieben allerdings ähnliche Bestände mit *Allium schoenoprasum* an der Elbe, welche syntaxonomisch zwischen einem Rorippo-Juncetum compressi, dem Agrostietum stoloniferae und dem von PASSARGE beschriebenen ‚Rumici-

Allietum schoenoprasii Pass. 1989' positioniert werden. Diese wurden allerdings an der Elbe auf Uferwerken vorgefunden.

Tabelle 48: Aufnahmebeispiel eines ‚Rorippo sylvestris-Juncetum compressi Lohm. 81‘ (22.07.2011)

Laufende Nummer	150
Fläche	15 m <sup>2</sup>
Aufnahmedatum	22.07.2011
Lage (Rheinkilometrierung)	657,6-l
Gesamtdeckung	75 %
Artenzahl	14
Inklination	0°
Exposition	-
Substrat	po
<i>Juncus compressus</i>	52 %
<i>Phalaris arundinacea</i>	1 %
<i>Potentilla reptans</i>	4 %
<i>Rorippa sylvestris</i>	3 %
<i>Rubus caesius</i>	2 %
<i>Melilotus spec.</i>	2 %
<i>Achillea ptarmica</i>	1 %
<i>Artemisia vulgaris</i>	1 %
jeweils als Begleiter mit 0,1 %: <i>Chenopodium album</i> , <i>Lactuca serriola</i> , <i>Galinsoga parviflora</i> , <i>Tanacetum vulgare</i> , <i>Senecio inaequidens</i> , <i>Poa palustris</i>	



Bonn-Graurheindorf

Einerseits räumlich und zeitlich eingengt, mechanisch durch Wellenschlag häufiger beansprucht, von Überschwemmungen auch teilweise während der Vegetationsperiode betroffen und bei Niedrigwasser auch stärker in der Trockentoleranz gefordert, steht diesen Gesellschaften auf der anderen Seite eine gute Nährstoffversorgung gegenüber. Nur wenige Bestände sind auf sandigem Substrat vorzufinden.

#### **Potentillo-Festucetum arundinaceae Nordhagen 1940**

Das Potentillo-Festucetum arundinaceae stellt die Zentralgesellschaft des Verbandes Potentillion dar und kommt nach OBERDORFER (1993a:336) im Hochwasserbereich von Flüssen und im Kontakt mit dem Salicion albae insbesondere in sommerwarmen Tieflagen vor (Tab. 49). Die artenarme Gesellschaft ist mit ihren Assoziationscharakterarten *Festuca arundinacea*, *Potentilla anserina* und *Potentilla reptans*, aber auch mit *Agrostis stolonifera* am Unteren Mittelrhein fast durchgängig als schmales Band knapp oberhalb der Mittelwasserlinie vertreten; sie wurde in 21 Aufnahmen erfasst, wobei auffälligerweise 17 hiervon linksrheinisch gelegen sind. MOOR (1985) spricht von optimalen Bedingungen bei Übersandung von *Phalaris arundinacea*-Röhrichten, was auf eine höhere Position als das Phalaridetum schließen lässt und auch an den Ufern des Unteren Mittelrheins immer wieder beobachtet werden kann. DIERSCHKE (2012:63) platziert diese Assoziation an der oberen Hochwassergrenze bis zur Höhe des mittleren Sommerhochwassers.

Die Gesellschaft von *Festuca arundinacea* konnte auffallend häufig auch in Pflasterflächen nachgewiesen werden, wo sie im unteren Böschungsbereich mit einigen weiteren typischen Potentillo-Polygonetalia-Arten die Vegetation prägt und *Festuca arundinacea* selber auch weiter in die obere Böschung greift. Quantitativ gesehen sind 46 % aller *Festuca arundinacea*-Bestände auf Pflasterflächen positioniert, während es z. B. bei den tiefer gelegenen *Phalaris arundinacea*-Säumen nur 6 % sind.

Schwierigkeiten der Abgrenzung bestanden teilweise bei steilen oder stark anthropogen überprägten Ufern in den eng verzahnten Übergängen zum physiognomisch ähnlichen Pha-

laridetum (z. B. Aufnahme 574; Anlage 3 Blatt 3), worauf auch DIERSCHKE (2012) aufmerksam macht.

Auffällig ist hingegen die deutliche Abgrenzung von dem nahe verwandten Phalaridetum in deutlich naturnäheren Uferbereichen. Insbesondere ist dies im Bereich Bad Breisig-Sinzig (km 624,5-627,5-l) ersichtlich, wo auf ca. 3 km das linksrheinische Ufer unbefestigt ist. Hierbei zeigt sich über die fast gesamte Strecke deutlich von der Mittelwasserlinie gesehen ein *Phalaris arundinacea*-Band, an welchem mehr oder weniger scharf abgegrenzt ein *Festuca arundinacea*-Band mit weiteren Arten des Potentillion anschließt und dann auf höher gelegenen Flächen in Convolvuletalia-Gesellschaften übergeht.

Tabelle 49: Aufnahmebeispiel eines Potentillo-Festucetum arundinaceae (03.08.2012)

Laufende Nummer	569
Fläche	16 m²
Aufnahmedatum	03.08.2012
Lage (Rheinkilometrierung)	624,99-l
Gesamtdeckung	95 %
Artenzahl	14
Inklination	5°
Exposition	E
Substrat	s,gk
<i>Festuca arundinacea</i>	70 %
<i>Potentilla reptans</i>	10 %
<i>Rubus caesius</i>	10 %
<i>Phalaris arundinacea</i>	2 %
<i>Achillea ptarmica</i>	1 %
<i>Plantago lanceolata</i>	1 %
<i>Potentilla anserina</i>	1 %
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Artemisia vulgaris</i> , <i>Poa palustris</i> , <i>Solidago gigantea</i> , <i>Vicia cracca</i> , <i>Senecio inaequidens</i> , <i>Melilotus spec.</i> , <i>Achillea millefolium</i>	

Bad Breisig

In Bereichen von Pflastern, Mauern oder anderen stabilen Substraten ist *Festuca arundinacea* auch meist noch in höheren Lagen als *Phalaris arundinacea* vertreten, da erstere Art aufgrund seines tiefen Wurzelwerkes besser Austrocknungen verträgt als *Phalaris arundinacea* oder andere Agrostietalia-Arten. Auffällig ist auch (siehe Kap. 4.4.2.2; Pkt. 11), dass *Festuca arundinacea* gerne in das benachbarte Cuscuto-Convolvuletum hinein wächst und so Übergangsgesellschaften aufbaut, wobei syntaxonomisch schwer zu fassen ist, ob hier Cuscuto-Convolvuletum-Arten in das Festucetum arundinaceae einwandern oder umgekehrt. Ausschlaggebend ist sicherlich auch hier die weite ökologische Amplitude dieses Horstgrases. So werden ebenso in steileren Lagen wie den Promenadenufern bei Bonn-Bad Godesberg (z. B. Aufnahme 694; Anlage 3 Blatt 3) Übergänge in den trockenen Verband Dauco-Melilotion ersichtlich bzw. in die Ordnung Agropyretalia (Aufnahme 224; Anlage 3 Blatt 4), von denen bereits OBERDORFER (1993a:336) berichtet.

MOOR (1985) zeigte auch die Abgrenzung zu angrenzenden Beständen auf, wobei der Autor feststellte, dass häufig Arten derselben Gattung sich räumlich differenziert hier in benachbarten Gesellschaften abgrenzen („stellvertretende Artenpaare“) wie z. B. *Trifolium repens*/*Trifolium pratense* und *Festuca arundinacea*/*Festuca pratensis*.

Ein Dactylido-Festucetum wie von SCHUBERT et al. (2001) beschrieben bzw. ein ‚Festuco arundinaceae-Potentilletum anserinae dactyletosum‘ ist am Unteren Mittelrhein nicht erkennbar; *Festuca arundinacea* und *Dactylis glomerata* verbinden am Unteren Mittelrhein keine statistisch relevanten Treuwerte, auch wenn VERBÜCHELN (1990) am Niederrhein *Dactylis glomerata* als Differentialart gegenüber dem Ranunculo-Alopecuretum sieht.

### **Ranunculo-Alopecuretum geniculati Tx. 1937**

(inkl. Rorippo-Agrostidetum stoloniferae Moor 1958)

Mit dem Rorippo-Agrostidetum stoloniferae liegt im Süden Mitteleuropas eine vikariierende Assoziation zu dem nördlichen Ranunculo-Alopecuretum vor (DIERSCHKE 2012), während die Standardliste beide Assoziationen „trotz einiger Bedenken“ zusammenfasst (FLORA-WEB 2013). Als Assoziationscharakterart wird *Rorippa sylvestris* angegeben, wobei allerdings meist das Vorhandensein bzw. Fehlen von *Alopecuros geniculatus* zuordnungsrelevant ist, welcher meist unter Einfluss von Grünlandnutzung gefördert wird.

Nach WISSKIRCHEN (1995:257) ist diese Gesellschaft die am weitesten verbreitete Assoziation an Flüssen und kommt ebenfalls am Unteren Mittelrhein vor. Allerdings ist diese Assoziation meist an flache Ufer gebunden und insofern an relativ ahemeroben Strukturen.

Die Gesellschaft wird nach OBERDORFER (1993a:333) auch durch die mehr süddeutsche Art *Barbarea vulgaris* bereichert, was in hier vorliegenden Aufnahmen am Unteren Mittelrhein jedoch nicht der Fall ist; vielmehr kann *Barbarea stricta* hier als Begleiter des Übergangs vom Senecionion in das lichte Salicion betrachtet werden. Wird diese Gesellschaft als vikariierend zu dem eher norddeutschen Ranunculo-Alopecuretum geniculati betrachtet, so sind die Bestände des Unteren Mittelrheins deutlich der eher süddeutschen Assoziation Rorippo-Agrostidetum stoloniferae zuzuordnen.

Die Zuordnung zu dieser Assoziation erweist sich bei den hier vorliegenden Erhebungen zum Teil als schwierig; 5 Aufnahmen wurden diesbezüglich erfasst. Die Arten dieses Verbandes sind meist aufgrund der schmalen und hohen Ufer in die angrenzenden *Phalaris arundinacea*-, *Festuca arundinacea*- oder Bidentetea-Bestände verwoben. Übergangsformen zum Chenopodion (z. B. Aufnahme 349; Anlage 3 Blatt 1), in welches *Rorippa sylvestris* eindringt, erscheinen fließend. Insbesondere bei Niedrigwassersituationen bilden sich durch Massenentfaltung von *Rorippa sylvestris* auf vorzugsweise grobkörnigem Substrat große Bestände, welche eher dem Chenopodion zuzuordnen wären. Auch der landseitige Übergang z. B. in Bestände des Phalaridetum oder Potentillo-Festucetum ist meist fließend.

Nur äußerst fragmentarisch ist das eigentliche **Ranunculo-Alopecuretum geniculati p.p.** auf feinerdereicheren Standorten vorzufinden. Diese in Norddeutschland dominierende Assoziation kommt gerne in Flutmulden der Stromauen vor, allerdings in vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Ersatzgesellschaften der Weichholzaue und unteren Hartholzaue, welche am Unteren Mittelrhein verglichen z. B. mit der Elbe sehr selten sind. Auch KRUMBIEGEL (2003) sieht diese Gesellschaft an der Elbe zumeist mit anderen Flutrasen-Arten wie *Agrostis stolonifera*, *Juncus compressus*, aber auch *Rorippa sylvestris* vergesellschaftet.

### **Agropyro-Rorippetum austriacae (Timár 1947) Tx. 1950 nom. invalid.**

OBERDORFER (1993a:336) beschreibt diese Assoziation im Überschwemmungsbereich der Flussufersäume auf kiesigen-tonigen Rohauböden mit Kriechsprossen des aus Südost-Europa stammenden Neophyten *Rorippa austriaca*. Beispielsweise bei Weißenthurm (km 606,35-l) ist die Gesellschaft in Bereichen mit Wasserbausteinen vor einem steilen Pflaster im Wechsel mit dem Phalaridetum zu beobachten. Ähnlich wie bei *Fallopia japonica* oder häufig bei *Solidago gigantea* findet hier fast ausschließlich eine vegetative Ausbreitung statt.

Von RENNWALD (2000) wird das Agropyro-Rorippetum austriacae als eigene Assoziation geführt, ist aber umstritten, so dass in selbiger Quelle DIERßen empfiehlt: „Vorschlag: einzige Differentialart gegenüber dem Ranunculo-Alopecuretum ist *Rorippa austriaca*. Aus SW-Deutschland schlecht dokumentiert (drei Aufnahmen); besser in Ranunculo-Alopecuretum einschließen“. Die Standardliste folgt dem Autor diesbezüglich aufgrund der massiven Ausbreitung des Neophyten allerdings nicht (FLORAWEB 2013). Es wird in selbiger Quelle doch noch angemerkt, dass, da die fragliche Gesellschaft mittlerweile recht große Flächen ein-




nimmt, sie als Untereinheit getrennt dargestellt werden sollte. DIERSCHKE (2012) betont auch in einer neueren Publikation, dass es bisher nur die drei bei OBERDORFER (1993a) dargestellten Aufnahmen gäbe und lässt die Einstufung dieser Bestände offen.

KEIL (1999) wiederum sieht bei Untersuchungen im Ruhrgebiet die Position von *Rorippa austriaca* als soziologisch indifferent und kann sich der alleinigen Zuordnung zum Verband Potentillion nicht anschließen. Allerdings untersuchte er auch Biotopstrukturen außerhalb der Aue, woraus er die Rückschlüsse zieht, dass *Rorippa austriaca* im indigenen Areal eine Bindung an das Potentillion besitzt, aber außerhalb dessen wie auch andere klonale Agriophyten (z. B. *Solidago gigantea*) mit deutlich breiterer Amplitude auftritt. Unter anderem wird die Verschleppung der Art durch Kies als Baumaterial vermutet (KEIL 1999).

Die vorliegenden 4 Aufnahmen dieser Gesellschaft an Ufer des Unteren Mittelrheins hingegen unterstützen die Gesellschaft eines Agropyro-Rorippetum austriacae als eigene Einheit im Verband Potentillion mit einer Tendenz zum Senecionion und zum Convolvulo-Agropyron repentis (Tab. 50). Eine Neigung zum Verband Chenopodion, wie sie PHILIPPI (1984) beschreibt, ist in vorliegenden Untersuchungsergebnissen nicht erkennbar. Vielmehr ist auffällig, dass *Rorippa austriaca* eine der wenigen Arten zu sein scheint, welche außer *Rubus caesius* auf stark veränderten Substraten wie z. B. Wasserbausteinen Fuß fasst. Werden alle Aufnahmen ausgewertet, so befinden sich bei 61 Aufnahmen mit *Rorippa austriaca* 10 % auf Wasserbausteinen, bilden hier hingegen quantitativ gesehen 53 % ihrer Gesamtdeckungssumme dort aus.

Tabelle 50: Aufnahmebeispiel eines Agropyro-Rorippetum austriacae (27.07.2011)

Laufende Nummer	176	
Fläche	16 m <sup>2</sup>	
Aufnahmedatum	27.07.2011	
Lage (Rheinkilometrierung)	624,24-I	
Gesamtdeckung	90 %	
Artenzahl	13	
Inklination	3°	
Exposition	E	
Substrat	gk	
<i>Rorippa austriaca</i>	45 %	
<i>Festuca arundinacea</i>	28 %	
<i>Achillea ptarmica</i>	8 %	
<i>Plantago lanceolata</i>	3 %	
<i>Artemisia vulgaris</i>	2 %	
<i>Potentilla anserina</i>	2 %	
<i>Phalaris arundinacea</i>	2 %	
als Begleiter mit jeweils 0,1 %: <i>Cuscuta europaea</i> , <i>Convolvulus arvensis</i> , <i>Tanacetum vulgare</i> , <i>Vicia cracca</i> , <i>Elymus repens</i> , <i>Melilotus spec.</i>		
		Bad Breisig

#### 4.3.9 Sedo-Scleranthetea

Im Bereich des engen Rheintals reicht die Vegetation der Hänge bis zum Ufer hinab, so dass insbesondere an ausgebauten Ufern eine thermophile Sekundärvegetation entsteht. Hierbei sind vor allem südexponierte, besonnte Mauern, Deichflanken und Deichkronen von Bedeutung, wobei Pioniergras der Felsbänder auftreten wie z. B. die Klassencharakterarten *Poa bulbosa*, *Potentilla argentea*, *Petrorhagia prolifera*, *Sedum album*, *Sedum acre* und *Sedum sexangulare*. Deutlich spiegelt sich in den Anklängen der Klasse Sedo-Scleranthetea das unmittelbare Umfeld der Ufer wider.

#### 4.3.9.1 Sedo-Scleranthetalia

Die Xerothermbiotopkomplexe am Unteren Mittelrhein sind von hoher biogeographischer Bedeutung (FISCHER 2000) und hier aufgrund des Vorkommens basenreicher Basalt- und Trachytfelsen besonders abwechslungsreich (KORNECK 1974:77). Hierbei wandern insbesondere von den west- und südwestexponierten Steilhängen thermophile und xerophytische Arten in das Tal hinab, um an Engstellen des Rheinverlaufes mit der unmittelbaren hygrophilen Ufervegetation zu verschmelzen. 11 Aufnahmen im Bereich steiler Ufer dokumentieren dies, wobei hiervon 10 auf der rechten Rheinseite die klimatisch günstigere Lage aufzeigen. Insbesondere betrifft dies die kollinen, thermophilen Kalkfelsgrusfluren des Verbandes **Alyso alyssoides-Sedion albi** mit vor allem *Sedum album* als Ordnungscharakterart und *Acinos arvensis* als Verbandscharakterart. Überwiegend sind Fragmente einzelner Gesellschaften ausgebildet, welche sich zumeist nur auf Verbandsebene zusammenfassen lassen und das **Alyso-Sedetum Oberd. et Th. Müller in Th. Müller 1961** als Kern des Verbandes andeuten. Häufig sind dabei insbesondere Übergänge zu der Ordnung Origanetalia und der Klasse Festuco-Brometea zu beobachten. Zudem sind die stark geneigten Standorte immer wieder mit ausläufertreibenden *Clematis vitalba* oder *Rubus caesius* durchsetzt.

Nach KORNECK (1974) ist das **Cerastietum pumilii Oberd. et Th. Müller in Th. Müller 1961** auf basischen Gesteinen die häufigste Gesellschaft des Verbandes im Mittelrheintal. Im Zusammenhang mit der Rheinufervegetation ist die Annuellenflur auf der Deichkrone des Hafendamms von Oberwinter bereits von LOHMEYER (1981) als dem *Cerastietum pumilii* nahe stehend beschrieben. Solche fettkrautreiche *Poa bulbosa*-Kurzrasen werden an den Ufern des Unteren Mittelrheins außer von *Poa bulbosa* auch von *Draba verna* und *Arenaria serpyllifolia* geprägt. Ebenso sind Anklänge der *Saxifraga tridactylites*-*Poa compressa*-Gesellschaft mit *Saxifraga tridactylites* im Bereich der linksrheinischen Bonner Rheinpromenade zu erkennen. OBERDORFER (1993b) sieht diese Gesellschaft hauptsächlich auf Kronen alter Mauern oder anderen Sekundärstandorten. SCHUBERT et al. (2001:305) beschreiben ebenfalls ihren Standort treffend als Initialgesellschaften auf Mauerkronen und in Mörtelfugen. Am Unteren Mittelrhein sind als Standorte folglich Pflasterböschungen, Fels und Schlackenufer vorzufinden.

Der Verband des **Seslerio-Festucion pallentis**, welcher die Felssteilwände und -vorsprünge des Rheintals besiedelt, ist im Raum durch das Vorkommen von *Melica ciliata* charakterisiert, welches ebenfalls in 5 Aufnahmen bis an die Ufer vordringt. Ausschließlich Pflasterböschungen und Mauern werden diesbezüglich besiedelt. Die charakteristische Felsvegetation des Mittelrheins kommt oft an Rändern von Flusstälern in Form des **Artemisio lednicensis-Melicetum ciliatae Korneck 1974** vor und prägt dort an Sekundärstandorten die Vegetation, während *Artemisia campestris* ssp. *lednicensis* nur einmal im unmittelbaren Uferbereich nachgewiesen werden konnte. Insbesondere die basenreichen Basalt- und Trachytfelsen des Unteren Mittelrheintals begünstigen diese Gesellschaft. *Melica ciliata* wurde auch als Art außerhalb der Vegetationsaufnahmen auf der Ebene der Detailkartierungen in den Hektometerabschnitten erfasst. Hierbei unterstreicht die Wärmebedürftigkeit der Gesellschaft die Nachweise von *Melica ciliata* in 39 Abschnitten der rechtsrheinischen im Vergleich zu einem Abschnitt der linksrheinischen Uferseite.

KORNECK (1974:78) definierte auch Subassoziationen für das Untere Mittelrheintal z. B. mit *Galatella linosyris*, welches tatsächlich unterhalb der Ruine Hammerstein bis in den Uferbereich hinab vorzufinden ist und in einem Fall außerhalb einer Vegetationsaufnahme sogar unmittelbar neben Arten der *Convolvuletalia* vorgefunden wurde. Auch in der westexponierten Deichflanke des Brohler Hafens konnte *Galatella linosyris* ca. 1,50 m über dem Mittelwasserspiegel nachgewiesen werden.

Eine Aufnahme im Bereich der Ruine Hammerstein (Aufnahme 125; Anlage 3 Blatt 10) ist von *Melica ciliata* und zugleich den zumeist eine höhere Luftfeuchtigkeit bevorzugenden

Asplenietea trichomano-rutae-murariae-Arten *Polypodium vulgare* und *Asplenium trichomanes* geprägt. OBERDORFER (1993b:77) veröffentlichte Aufnahmen, die *Polypodium vulgare* in Kombination mit *Melica ciliata* und *Sedum album* als Subassoziation definieren, so dass diese Aufnahme hier integriert wird und nicht der Klasse der Asplenietea trichomanis zugeordnet wird.

#### 4.3.10 Asplenietea trichomanis

##### 4.3.10.1 Parietalia judaicae

Die Ordnung fasst in einem Verband **Cymbalario-Asplenion** feuchtigkeitsliebende und nitrophytische Mauergesellschaften in wintermilden Gebieten zusammen. Alle 5 diesbezüglich klassifizierten Aufnahmen am Unteren Mittelrhein sind auf der wärmeren, rechten Rheinseite gelegen.

Hierbei wird eine anspruchsvollere **Parietaria judaica-Gesellschaft** mit der wärmeliebenden und frostempfindlichen Art *Parietaria judaica* abgetrennt. Meist südexponierte, feuchte und stickstoffreiche Mauern oder Felsfüße werden besiedelt. LOHMEYER (1970b) bezeichnete die Standorte treffend als den Strom oder die Aue flankierende Wände älterer Mauern; zwei rechtsrheinische Aufnahmen werden hiervon bestimmt.

Die **Cymbalaria muralis-Gesellschaft** greift nach OBERDORFER (1992b) deutlich weiter nach Norden und Osten und enthält nur noch *Cymbalaria muralis*, wobei die wärmeliebendere *Parietaria judaica* ausfällt. Insofern stellt die Gesellschaft die anspruchsloseste und ärmste Randgesellschaft der Klasse da, welche am Unteren Mittelrhein in drei Aufnahmen nachgewiesen wurde. Weiter nach Norden und Osten können nitrophytische Mauerbesiedlungen z. B. mit *Chelidonium majus* und *Geranium robertianum* nicht mehr von Gesellschaften der Artemisietea unterschieden werden.

#### 4.3.11 Rhamno-Prunetea

##### 4.3.11.1 Prunetalia spinosae

Gebüschgesellschaften des Verbandes **Carpino-Prunion** sind an den Ufern des Unteren Mittelrheins nur fragmentarisch vorzufinden, so dass auch deren syntaxonomische Gliederung problematisch ist.

VERBÜCHELN (1990) weist die Bestände am Düsseldorfer Niederrhein mit *Cornus sanguinea* und *Rubus caesius* dem ‚Corno-Prunetum Wittig 1977‘ zu, welches nach der Standardliste (FLORAWEB 2013) der kennartenlosen Gesellschaft des **Crataego-Prunetum spinosae Hueck 1931 nom. invers. propos.** angeschlossen wurde. Am Unteren Mittelrhein vorgefundene 9 Bestände mit *Cornus sanguinea*, *Prunus spinosa* und *Crataegus monogyna* wurden ebenfalls hier zusammengefasst. Auffällig ist hierbei, dass *Cornus sanguinea* auch tief in das Salicion hinein reicht, *Crataegus monogyna* diesbezüglich eine Mittelposition einnimmt und *Prunus spinosa* fast ausschließlich im Bereich der Hartholzaue vorzufinden ist.

Das Carpino-Prunion ist im typischen Fall völlig frei von Brombeeren, so dass zwei fragmentarische Aufnahmen mit dominanten *Rubus fruticosus* agg. dem Verband **Pruno-Rubion radulae** zugeordnet wurden.

#### 4.3.12 Festuco-Brometea

##### 4.3.12.1 Brometalia erecti

Wie bereits bei der Diskussion des Arrhenatheretum angesprochen (Kap. 4.3.8.2), haben bereits HACHTEL et al. (1999) festgestellt, dass die übersandeten Basaltböschungen des Bonn-Beueler Rheinufer (km 652,0-653,5-r) Anklänge an Gesellschaften der Salbeiwiesen aufweisen, welche nach KNÖRZER (1985) auf alluvialen Sandflächen des Tieflandes früher verbreiteter waren und deren trockenste Bestände vom Autor als Thalictro-Brometum im **Bromion erecti Koch 1926** (= Mesobromion erecti (Br.-Bl. et Moor 1938) Oberd. 1949) klas-



sifiziert wurden. 10 Aufnahmen am Unteren Mittelrhein wurden an steilen Ufern dem **Bro-**  
**metum Scherrer 1925** (= Mesobrometum erecti Koch 1926) zugeordnet.

Die Aufnahmen im Bereich der landseitigen Böschungssituation in Bonn-Beuel bzw. des Hafendammes von Neuwied zeigen deutlich die Situation des Überganges des trockenen Arrhenatheretum (z. B. Deich Neuwied bei km 607,71-r; Aufnahme 167 in Tab. 47; Seite 121) zum Brometum an (z. B. Bonn-Beuel bei km 652,07-r; Aufnahme 146 in Tab. 51).

Tabelle 51: Aufnahmebeispiel eines Brometum (22.07.2011)

Laufende Nummer	146
Fläche	16 m²
Aufnahmedatum	22.07.2011
Lage (Rheinkilometrierung)	652,97-r
Gesamtdeckung	75 %
Artenzahl	14
Inklination	28°
Exposition	W
Substrat	po
<i>Arrhenatherum elatius</i>	18 %
<i>Echinops sphaerocephalus</i>	12 %
<i>Galium album</i>	10 %
<i>Achillea millefolium</i>	9 %
<i>Medicago x varia</i>	8 %
<i>Silene vulgaris</i>	4 %
<i>Thymus pulegioides</i>	3 %
<i>Plantago lanceolata</i>	2 %
<i>Eryngium campestre</i>	2 %
<i>Ononis repens</i>	2 %
<i>Agrimonia eupatoria</i>	1 %
<i>Cruciata laevipes</i>	1 %
<i>Stachys recta</i>	1 %
<i>Euphorbia seguieriana</i>	1 %

Bonn-Beuel

Selbst am Neuwieder Deich (km 607,0-608,0-r) sind einzelne Aufnahmen (Aufnahme 439; Anlage 3 Blatt 2 bzw. Aufnahme 167; Anlage 3 Blatt 2) dem Arrhenatheretum und eine weitere Aufnahme (Aufnahme 169; Anlage 3 Blatt 2) dem Brometum zuzuordnen. Schwieriger gestaltet sich die syntaxonomische Klassifizierung der Hafendämme von Brohl (km 620,6-621,5-l) und Oberwinter (km 638,4-639,0-l). So charakteristisch der Bewuchs auch ist, so sind doch syntaxonomisch auf beiden Dämmen schwer zu definierende Übergänge zwischen Bromion-Gesellschaften, trockenen Arrhenathereten und Origanetalia-Gesellschaften zu beobachten. LOHMEYER (1981:254) beschrieb bereits den Hafendamm von Oberwinter und stellte das gemeinsame Vorkommen von Arten mit stark voneinander abweichenden Vegetationseinheiten fest. Insbesondere der Brohler Hafendamm weist auf der westexponierten Flanke eine deutlich thermophilere Vegetation und damit eine deutlichere Bromion-Tendenz auf, während diese bei dem Oberwinterer Hafendamm aufgrund der in den Untersuchungsjahren sehr frühen und hochfrequenten Mahdtermine nur rudimentär vorhanden ist. *Salvia pratensis*, *Eryngium campestre*, *Galatella linosyris*, *Thalictrum minus*, *Arabis hirsuta* und weitere thermophile Arten sind in Brohl fast ausschließlich westexponiert zu finden.

HUSICKA & SCHULTE (1999), aber auch KNÖRZER (1985) betonen hierbei die große Bedeutung von Flussdeichen als Sekundärbiotope des auentypischen Arteninventars, welches bereits seit vielen Jahrhunderten existiert und in den letzten Jahrzehnten überwiegend vernichtet wurde. Die extensive, einschürige Nutzung kommt der Nutzung der Brometen nahe und die starke Inklinatation auf mageren Substraten, welche nur selten oder gar nicht über-

schwemmt werden, bieten gute Entwicklungsmöglichkeiten für Fragmente dieser Gesellschaft. Aus den Hangbereichen des Mittelrheins sind hingegen auf Schieferböden keine Brometen bekannt (KORNECK 1974), so dass auch nicht mit von Hängen herabgedrifteten Arten in die Ufervegetation zu rechnen wäre, wie dies bei den Arten der Klasse Sedo-Scleranthetea der Fall ist.

#### 4.3.13 Trifolio-Geranietea

##### 4.3.13.1 Origanetalia vulgaris

Das klimatisch begünstigte Untere Mittelrheintal bietet thermophilen Saumgesellschaften bis an die verbauten Ufer des Rheins ausreichende Standortbedingungen. Die wärmeliebenden, aber auch halbschattenertragenden Stauden wie z. B. *Origanum vulgare* und *Hypericum perforatum*, als schwache Klassencharakterart, profitieren insbesondere von Maßnahmen des Wasserbaus, wie der Rodung von Schneisen im Bereich der Hektometersteine bzw. der Schaffung trockener Ersatzstandorte.

Insbesondere der heliophile und thermophile Verband *Geranion sanguinei* weist mit den Vorkommen von *Thalictrum minus*, *Inula hirta*, *Galatella linosyris*, *Stachys recta*, *Veronica teucrium*, *Seseli libanotis*, *Calamintha menthifolia*, *Clinopodium vulgare* und auch *Inula conyzae* einen deutlichen Schwerpunkt im Bereich der rechtsrheinischen Ufer auf.

Während 4 Aufnahmen den *Origanetalia* zugeordnet wurden, wurde eine Aufnahme mit dominierenden *Seseli libanotis* als ***Geranion sanguinei*-Basalgesellschaft** klassifiziert. Fast alle Aufnahmen sind im Bereich von Steilufern gelegen.

#### 4.3.14 Sisymbrietea

##### 4.3.14.1 Sisymbrietalia

Arten der kurzlebigen Ruderalgesellschaften sind insbesondere auf stärker abgetrockneten Sand- und Kies-Bereichen der Ufer von Bedeutung und vermitteln hierbei vom *Chenopodion* zum ***Sisymbrium***. Sie sind häufig als Begleiter vorzufinden, wobei keine Aufnahme alleiniger Gesellschaft dieser Klasse zugeordnet werden konnte. Insbesondere bezeichnend ist am Unteren Mittelrhein *Erysimum cheiranthoides*, welches hier insbesondere ahemerobe Habitate prägt wie z. B. abtrocknenden Grobkies in Flachuferbereichen.

SANDER (1996), welche eine der wenigen Arbeiten zu den Wechselwirkungen zwischen Hemerobie der Ufermorphologie und der Artenzusammensetzung verfasst hat, stellt an der Elbe eine Häufung von Therophyten an unbefestigten Uferabschnitten fest, welche hier am Unteren Mittelrhein auch deutlich über die Arten der *Bidentetea* und *Nanojuncetea* hinaus gehen. Doch kann diese Artengruppe nicht pauschal als Zeiger für geringe Hemerobie angesehen werden (siehe Kap. 4.5.2.10), da Arten des *Sisymbrium* als annuelle Pionierpflanzen auch stete Begleiter der trockenen Gesellschaften auf Mauern und Pflastern sind wie z. B. *Lactuca serriola*, *Erigeron canadensis*, so dass folglich Anklänge des ***Erigeronto-Lactucetum serriolae* Lohmeyer in Oberd. 1957** (= *Conyzo-Lactucetum serriolae* Lohmeyer in Oberd. 1957) in sehr hemeroben Habitaten zu erkennen sind. Gerade hier finden die Arten, die von OBERDORFER (1993a:67) beschriebenen, trockenen, sandigen Substrate mit geringem Feinerdeanteil in warmen und tiefer gelegenen Gebieten vor. Eine wärmeliebende südwestliche Rasse mit *Diplotaxis tenuifolia*, wie von OBERDORFER (1993a:67) beobachtet, wird am Unteren Mittelrhein durch *Lepidium graminifolium* ergänzt. Die weitere Entwicklung zu einem *Melilotetum albo-officinalis* bzw. *Artemisia vulgaris-Arrhenatherum elatius*-Gesellschaft wird zumeist durch Mahd oder/und Überschwemmung unterbrochen. LOHMEYER & SUKOPP (1992:132) finden z. B. auf einer natürlichen Sandfläche an der Ahrmündung die Gesellschaft des *Erigeronto-Lactucetum serriolae* als winterannuelle Pioniergesellschaft und weisen in dem Zusammenhang auch darauf hin, dass der erste Fund von *Erigeron canadensis* in Deutschland 1719 an einem natürlichen Flusssufer der Lahn erfolgte. Eine weitere Ent-

wicklung solcher Standorte wird aber ebenfalls zumeist zeitnah durch Überschwemmungen unterbrochen.

#### 4.3.15 *Stellarietea mediae*

Auch Vertreter von Hackfrucht-Unkrautgesellschaften sind im Bereich der Ufer als Begleiter vorzufinden, wobei aufgrund des hier gewählten Aufnahmedesigns keine Vegetationsaufnahme von diesen Arten bestimmt wurde, allerdings außerhalb der Aufnahmeflächen durch den Verfasser beobachtet werden konnte.

HACHTEL et al. (1999:70) stellten bereits die besonders wärmeliebenden Bereiche des rechtsrheinischen Bonner Ufers dar. Ihnen vorgelagert sind mit einem lückigen *Phalaris arundinacea*-Band im Bereich des Mittelwasserspiegels auf Kies Bestände mit den Wärmezeigern *Eragrostis minor*, *Digitaria sanguinalis*, *Setaria italica*, *Setaria pumila* und *Setaria viridis*. Zudem sind *Ambrosia artemisiifolia*, *Echinochloa crus-galli* und *Cynodon dactylon* eingestreut. Hingegen sind in diesen Bereichen *Chenopodium*-Arten kaum vorzufinden.

Die Artgemeinschaften zeigen hierbei eine große Nähe zum **Setario-Galinsogetum parviflorae Tx. 1950 nom. invalid.**, welche insbesondere in der von OBERDORFER (1993a:79) definierten, südlichen und submediterranen Rasse mit *Setaria viridis*, *Echinochloa crus-galli*, *Digitaria sanguinalis* und *Setaria pumila* begleitet von *Amaranthus*-Arten hier angedeutet wird.

#### 4.3.16 *Polygono arenastri-Poetea annuae*

Im Uferbereich von Bonn-Beuel sind im Bereich einer Rampe (Aufnahme 400; Anlage 3 Blatt 11) auch Anklänge des **Digitario-Eragrostietum Tx. ex von Rochow 1951** innerhalb des **Eragrostion minoris** (Eragrostietalia) vorzufinden. OBERDORFER (1993a:74) stellte bereits die große Nähe dieses Verbandes zum Panico-Setarion innerhalb der *Aperetalia spicae-venti* dar.

Standörtlich ist diese Aufnahme allerdings besser als *Eragrostis*-Subassoziation (OBERDORFER 1993a:306) des **Polygonetum calcati Lohmeyer 1975** (= p.p. *Eragrostio minoris*-*Polygonetum arenastri* Oberd. 1954 corr. Mucina 1993) anzusehen, also im Bereich der Trittrasen und dem **Matricario matricarioidis-Polygonion arenastri Rivas-Martinez 1965** (= *Polygonion avicularis* Br.-Bl. 1931 ex Aichinger 1933) der **Polygono arenastri-Poetalia annuae** anzusiedeln, auch wenn die Charakterart *Polygonum arenastrum* ssp. *calcatum* in der hier vorliegenden Aufnahme fehlt.

Ebenfalls wird dieser Ordnung eine Aufnahme (Aufnahme 384; Anlage 3 Blatt 11) eines dominanten Bestandes von *Cynodon dactylon* im Bereich eines unbefestigten Pfades zugeordnet.

Abschließend sei noch auf die **submersen Wassergesellschaften** der Klasse Potamogetonetea verwiesen, welche in vorliegender Untersuchung nicht explizit erfasst wurden. Sie sind ausschließlich in abstromigen Bereichen der Rheininseln vorzufinden und setzen sich vor allem aus *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton nodosus*, aber auch *Myriophyllum spicatum* und *Sparganium emersum* zusammen, welche in diesen relativen Stillwasserbereichen durch die zunehmende Wasserqualität des Rheins verbesserte Lebensbedingungen vorfinden. *Potamogeton perfoliatus* und *Elodea nuttallii* konnten stromabwärts des Hammersteiner Werthes angeschwemmt am Ufer beobachtet werden, was ihr Vorkommen im Untersuchungsraum wahrscheinlich erscheinen lässt.

#### 4.3.17 Diskussion der klassischen Syntaxonomie

In den Kapiteln 4.3.1-4.3.16 wurde mittels der klassischen Pflanzensoziologie die Vegetation der Ufer des Unteren Mittelrheins umschrieben.

Ursächlich für die Abgrenzung der Pflanzengesellschaften und für die hiermit verbundene natürliche Zonierung ist zumeist die unterschiedliche Überschwemmungstoleranz der einzelnen Arten. Bereits ELLENBERG (1996) diskutierte in dem Zusammenhang, inwiefern Ufersituationen als Zonierungen (also einem Nebeneinander) oder als zielgerichtete Sukzessionsprozesse (also einem Nacheinander) anzusehen sind. WISSKIRCHEN (1995:246) spricht sich für beide Erklärungsursachen aus, wobei jede Zone ihre eigene Sukzessionsabfolge beinhaltet. Im Wesentlichen sind die Prozesse wohl an stark anthropogen veränderten Flussufern als relativ kurzfristige **Fluktuationen** und damit als rhythmische Veränderungen um einen mittleren Zustand einer Artenkombination innerhalb einer oder zweier benachbarten Gesellschaften zu verstehen (DIERSCHKE 1994:361). Eine reine **Sukzession** als langfristig gerichtete Veränderung der Artenkombination mehrerer aufeinanderfolgender Gesellschaften ist derzeit nur noch auf naturnahen Kleinstflächen möglich und kann wohl am Unteren Mittelrhein treffender als Kleinsukzession (GLAVAC & HAKES 1996) gesehen werden.

Selbst in dem kurzen hier betrachteten Untersuchungszeitraum von 2011-2013 konnten in Abb. 20 schematisierte Fluktuationen am Unteren Mittelrhein beobachtet werden, wie die meist jährliche Entwicklung des Limoselletum bzw. zum Bidention im Bereich der Bühnenfelder des Weißenthurmer Werthes (Abb. 20, A) in Abhängigkeit von der Dauer der Niedrigwasserphase bzw. das seltenere Vordringen der Bidentetea-Arten in das Convolvuletum in Abhängigkeit von einem Sommerhochwasser, welches am Beispiel der Weichholzaue am Koblenzer Hafen skizziert wird (Abb. 20, B).

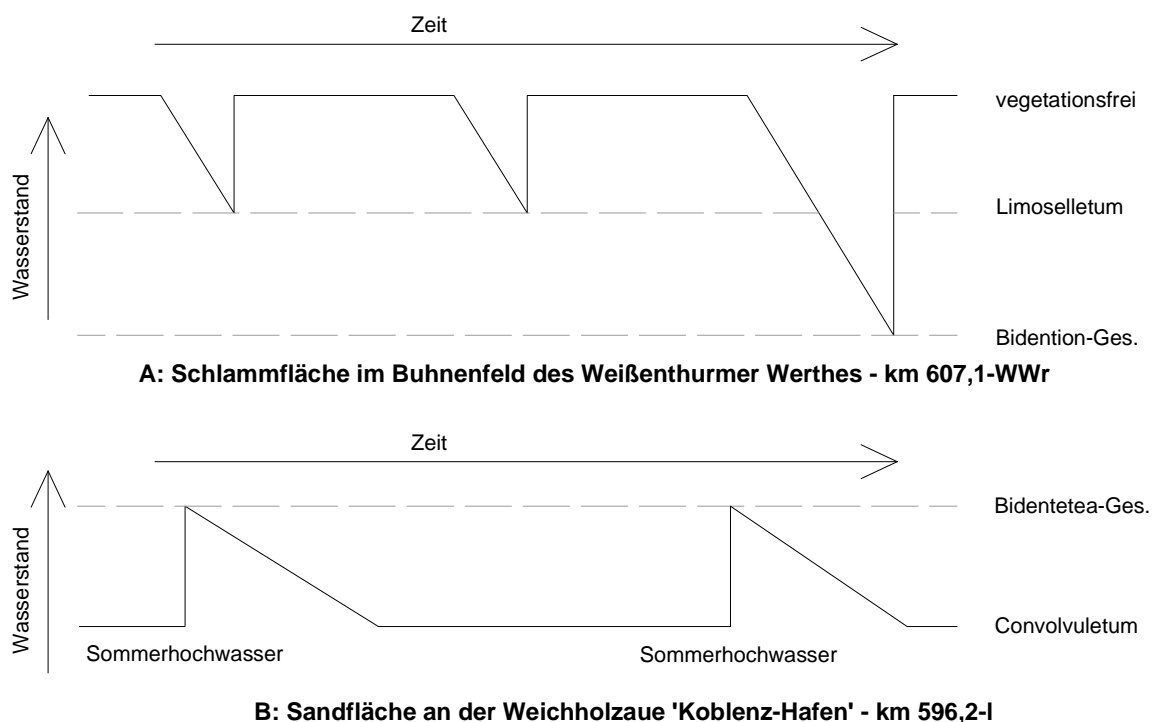


Abbildung 20: Natürliche Fluktuationsprozesse am Unteren Mittelrhein

Trotz aller erfolgten Baumaßnahmen werden anthropogene Veränderungen durch die unterschiedlichen Wasserstände im jahreszeitlichen Verlauf, aber auch von Jahr zu Jahr, von einer deutlichen „**natürlichen Fluktuation**“ bzw. von temporären Strukturschwankungen überlagert. So zeigte der Frühsommer 2013 mit dem höchsten Hochwasser innerhalb einer Vegetationsperiode seit 30 Jahren das deutliche (temporäre) Vordringen von Therophyten-

Gesellschaften in das Salicion bzw. Senecionion mit z. B. *Persicaria lapathifolia*, *Bidens frondosus*, *Chenopodium glaucum*, *Chenopodium rubrum*, *Chenopodium album*, *Amaranthus div.* und *Galinsoga parviflora* eine solche Fluktuation an. Insofern steht einer ausgebremsten morphologischen Uferdynamik eine nach wie vor vorhandene Überschwemmungsdynamik entgegen.

Solche exogenen Fluktuationen sind an Flussumfern allerdings weniger als oszillierende Fluktuationen zu verstehen, sondern vielmehr als durch „Katastrophen“ in Form von Hoch- oder Niedrigwässern initialisierte Prozesse. Hierbei ist die fluktuative Entwicklung allerdings nicht allein von der Amplitude der Wasserganglinie, sondern ebenso vom Zeitpunkt des Einsetzens von Hoch- und Niedrigwasser abhängig. Exemplarisch stellt Abb. 21 die Entwicklung einer Kiesfläche im Bereich der Ahrmündung (km 629,35-l) in Abhängigkeit vom Zeitpunkt des Einsetzens des Niedrigwassers dar. Hierbei hat sich bei früh einsetzendem Niedrigwasser 2011 die Initialphase ein Artemisio-Tanacetum entwickelt und bei spät einsetzendem Niedrigwasser 2012 ein Phalaridetum. Bei durchschnittlichen Niedrigwasserereignissen ist die Entwicklung eines Chenopodietum anzunehmen, während bei sehr spät einsetzendem Niedrigwasser die Fläche fast vegetationsfrei bleibt wie es 2013 beobachtet werden konnte.



Abbildung 21: Fluktuationen im Bereich der Ahrmündung (629,35-l); in Reihenfolge: 2011, 2012, 2013

Schematisiert können diese Prozesse wie in Abb. 22 verstanden werden, wobei die Prozesse an den Ausführungen unter Kap. 4.3.3.1 anknüpfen.

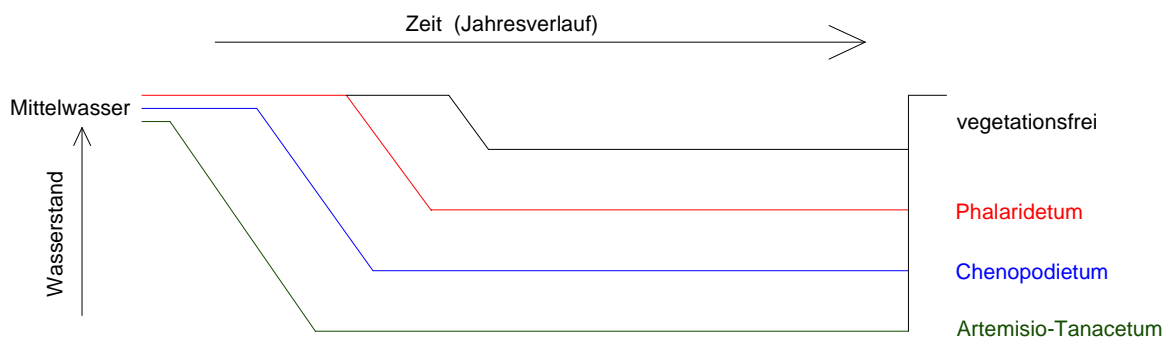


Abbildung 22: Fluktuationen in Abhängigkeit vom Einsetzen der Niedrigwasserphase am Beispiel einer Kiesfläche am Mündungstrichter der Ahr (km 629,35-l)

Diese Prozesse können ebenso als immer wieder beginnende Primärsukzessionen (DIERSCHKE 1994:417) betrachtet werden, welche sich in Abhängigkeit von der Wasserganglinie und somit dem Zeitpunkt des eintretenden Niedrigwassers in unterschiedlichen Gesellschaften ausdrücken. An dieser Stelle unterscheidet nur noch der zeitliche Gradient Fluktuationen von zyklischen Sukzessionen im Sinne von ELLENBERG (1996:392).

Durch den Verbau der Ufer sind die flussdynamischen Prozesse in hohem Maße unterbunden, womit sukzessive Prozesse unterbunden und fluktuative Prozesse vermindert werden, so dass sich stabilere Zonierungen einstellen. Durch Pflegeeingriffe in Form von Gehölzentnahmen und Mahd wird allerdings immer wieder in gewissem Maße die Besiedlung von Substraten hoher Stabilität wie z. B. Pflastern, Mauern und weiterer Befestigungen in ihrer Sukzessionsabfolge zurückgeworfen. Insofern könnte an dieser Stelle von einer „**anthropogenen Fluktuation**“ gesprochen werden. Längere Sukzessionsphasen hingegen konnte KRAUSE (1983) im Bereich der naturnahen Ahrmündung oder DIERSCHKE (1996) an der naturnahen Oder (Harzvorland) nachweisen. In Anlehnung an das Hemerobiekonzept könnten folglich stark hemerobe Strukturen nur anthropogene Fluktuationen, mäßig hemerobe Strukturen zudem auch natürliche Fluktuationen und ahemerobe Strukturen zudem Sukzessionen zulassen.

Abschließend sind räumliche Gradienten nicht nur im Querprofil, sondern auch im Längsprofil auf der Untersuchungsstrecke deutlich erkennbar und überlagern oben beschriebene Prozesse.

Im Bereich der Flussufer erschwert oben skizzierte, komplexe Überlagerung von räumlichen und zeitlichen Gradienten enorm die syntaxonomische Klassifizierung. Im Rahmen der Untersuchungen wurden 750 Aufnahmen in Form von 533 Transekten angelegt. 230 Vegetationsaufnahmen konnten syntaxonomisch nicht abgebildet werden, während 267 Aufnahmen einer Assoziation zugeordnet werden konnten (Tab. 52). Bei einer Vielzahl von Aufnahmen wurde eine Zuordnung umgesetzt, welche z. T. als „grenzwertig“ einzustufen ist. Bei Berücksichtigung der Arbeiten von DENGLE (2003) hinsichtlich einer Präzisierung syntaxonomischer Klassifikationen insbesondere unter Berücksichtigung der exakten Definition eines Zentraltaxons wären einige Aufnahmen auf niedrigerer Hierarchieebene zu platzieren. Die Tatsache der schwierigen bzw. nicht möglichen Zuordnung einer Vielzahl an Gesellschaften im Bereich der hemeroben Ufer des Unteren Mittelrheins bleibt hingegen bestehen.

Tabelle 52: Zuordnung der Aufnahmen nach klassischer Syntaxonomie

Klassifikationsebene	Anzahl Vegetationsaufnahmen	Zuordnung in %
Assoziation	267	36 %
Verband	190	25 %
Ordnung	7	1 %
Klassen	56	7 %
<b>nicht klassifizierbar</b>	<b>230</b>	<b>31 %</b>
<b>Summe</b>	<b>750</b>	<b>100 %</b>

Bereits vor 30 Jahren hatte KOPECKÝ (1984:113) die Situation hinsichtlich der Syntaxonomie von Ufergesellschaften wie folgt markant umschrieben:

„Die Klassifikation der anthropogenen Pflanzengesellschaften mit dem Vorherrschenden mehrjähriger, nitrophiler Apophyten der „Galio-Urticetea Passarge ex Kopecký 1969“ gehört zweifellos zu den schwierigen Aufgaben der gegenwärtigen Syntaxonomie. Der sog. Apophytisierungsprozess der einheimischen Arten, der im Grunde mit einem „Verlust der Gesellschaftstreue“ dieser Arten zu den natürlichen Pflanzengesellschaften identisch ist, erschwert die Anwendung der Klassifikationsprinzipien der Braun-Blanquetschen Schule...“.

Als Beispiel führt der Autor im Rahmen des Apophytisierungsprozesses die Übergänge von Arten der *Convolvuletalia sepium* zur Bildung von Derivatgesellschaften des *Arction lappae*-Verbandes an.

DENGLER (2003:36) betont, dass in pflanzensoziologischen Lehrbüchern inhomogene Pflanzenbestände meist bereits schon vorweg von der Bearbeitung ausgeschlossen werden, da sie in vorhandene syntaxonomische Kategorien **nicht eingepasst** werden können (hierzu auch DIERSCHKE 1994:176). BARKMANN (1989) schließt sich dieser Einschätzung an und betont sogar die Problematik einer subjektiv gezielten Flächenauswahl in Bezug auf eine entsprechende Klassifizierung notwendiger Charakterarten. Schwierigkeiten bei der Zuordnung syntaxonomisch erhobener Daten an stark baulich überformten Ufern beschreibt auch LUDEWIG (1999:220) an der Saale, wobei die Autorin zwar wiederkehrende Verbreitungsmuster feststellt, diese aber als mit bekannten syntaxonomischen Vegetationseinheiten nicht vergleichbar einstuft.

Die Auswertung der syntaxonomischen Sequenzen innerhalb der Transekte von mehreren Aufnahmen an einem Untersuchungspunkt bildet einen heterogenen Anblick, in dem sich nur wenig die Hemerobie der abiotischen Hemerobie-Cluster abbildet. Insbesondere in Hinblick auf die fast durchgängigen Bänder von *Festuca arundinacea* und *Phalaris arundinacea* im Bereich des bzw. unmittelbar über dem Mittelwasser ist dies hierbei wenig verwunderlich. Häufigere Sequenzen sind die Abfolge des Festucetum arundinaceae oder Phalaridetum arundinaceae zum Salicion albae oder Senecionion fluviatilis. Von Bedeutung ist folglich, dass die Flussdynamik im Bereich des Mittelwassers auch in hohem Masse die Bedeutung anthropogener Substrate überprägt (siehe Kap. 4.5.1).

Mit Hilfe der klassischen **Pflanzensoziologie** nach Braun-Blanquet lässt sich die Vegetation des Rheinufer im Unteren Mittelrheintal folglich nur teilweise gut abbilden. Dies zeigt sich auch für **wenig hemerobe** Standorte, wo bereits eine Vielzahl von Autoren die genaue syntaxonomische Zuordnung von dermaßen dynamischen Standorten als äußerst schwierig eingeschätzt hat (z. B. KRUMBIEGEL 2003).

Als Beispiel sei an dieser Stelle die oben (Kap. 4.3.1.1) besprochenen Schwierigkeiten der syntaxonomischen Einstufung von *Brassica nigra*-Beständen, insbesondere deren Abhängigkeit von der jährlichen Wasserstandsganglinie angeführt. DIERSCHKE et al. (1983) verweisen bei solchen komplexen vegetationskundlichen Bildern auf sog. „**Zwillingsgesellschaften**“ als innige Verflechtungen von Gesellschaften, welche an anderen Standorten nebeneinander bestehen, sich aber als Sondersituation wie z. B. an Spülsäumen nicht trennen lassen. Dies sagt letzten Endes nicht anderes aus, als dass die Kategorisierung der klassischen Pflanzensoziologie hier an ihre Grenzen kommt. DIERSCHKE et al. (1983) nennen an dieser Stelle für den Westharz die Überlagerung von Arten der Bidentetea mit Arten des Phalaridetum, wie sie am Unteren Mittelrhein auch beobachtet werden konnte, und benennen solche „hybriden“ Gesellschaften als Spülsaum-Röhricht-Zwillingsgesellschaften. PASSARGE (1976) beschrieb bereits eine Vielzahl möglicher Kontaktgesellschaften, deren teilweise Mit-erfassung er bei jeder flächengebundenen Erhebung von Schleiergesellschaften selbst bei großer Erfahrung als kaum vermeidbar ansieht. Hierdurch wäre dem Autor zufolge eine relativ geringe Homogenität der Convolvuletalia-Gesellschaften im Vergleich zu anderen Vegetationseinheiten bedingt. LUDEWIG (1999:14) verweist an der anthropogen überformten Saar diesbezüglich auf eine Vielzahl von Mosaiken aus Arten unterschiedlicher Klassen.

Bei **hemeroben** Standorten wird die Zuordnung hinsichtlich der klassischen Pflanzensoziologie noch deutlich „unklarer“. So sind im Bereich der Pflasterflächen auf kleinstem Raum Dauco-Melilotion-Gesellschaften, trockene Arrhenathereten, Gesellschaften der Artemisietea und Convolvuletalia eng mit einander verzahnt und gehen fließend in Bestände der Agrostietalia über. An dieser Stelle lassen sich sicherlich eine Vielzahl von Fazies und Ausbildungen „gestalten“. Allerdings stellte bereits CASPERS (1986) fest, dass die hier am Ufer liegenden Gesellschaften von so heterogener Zusammensetzung eine pflanzensoziologische Klassifizierung außerordentlich erschweren und spricht zudem von dem überhaupt nicht modellierbaren ökologischen Faktor „**Zufall**“. Damit greift der Autor auch die Gedanken von



LOHMEYER (1981) auf und bezeichnet diese schwierig einzuordnenden Vegetationseinheiten aus einer Kombination von Klima, Hydrologie und Zufall als ein „compositum mixtum“. Nicht nur die Vielzahl an Standortfaktoren, auch deren Schwankungsbreite in Raum und Zeit gestaltet zudem eine komplexe Situation, welche sich nur schwer deduktiv in das bestehende klassifikatorische Konzept integrieren lässt.

BRANDES & SANDER (1995b) nennen an diesem Punkt bereits geringfügige Unterschiede im Niveau, in der Böschungsneigung und im Substrat als ausschlaggebend für Bestände, welche zwischen den Klassen Bidentetea, Chenopodietea und Artemisietea stehen und halten eine „endgültige“ Klärung der Position gewisser Gesellschaften kaum für möglich. Einige Aufnahmen sind als Mix verschiedener Klassen nur wenig zufriedenstellend zuzuordnen, so dass die Anzahl von 230 in vorliegender Untersuchung überhaupt nicht klassifizierbaren Gesellschaften über die Schwierigkeiten der restlichen Klassifizierung nicht hinweg täuschen darf. BAUMGÄRTEL & ZEHR (1999) stellen bei Untersuchungen an Ufern des Oberrheins ebenfalls ein syntaxonomisch kaum zu greifendes Mosaik von Pflanzengesellschaften mit vielfachen Überlagerungen fest.

KRAUSE (1987) sucht ebenfalls nach einer „Ordnung“ und einem Verständnis der Vegetation anthropogen überprägter Uferstandorte am Unteren Mittelrhein und arbeitet an dieser Stelle zur Klärung der Vegetationseinheiten mit der Zugehörigkeit von Arten zu Formationsgruppen, abstrahiert die Zusammenhänge hingegen in einem Maße, die ein Verständnis dieser heterogenen Gesellschaften nur annähernd ermöglichen. Soziologische Artengruppen verwenden hingegen DIERSCHKE et al. (1983), die die schwierige syntaxonomische Einordnung von Ufervegetation hervorheben und große Vorsicht bei pflanzensoziologisch-systematischen Gliederungs- und Ordnungsversuchen fordern.

Die syntaxonomischen Schwierigkeiten werden zudem durch das Vorkommen einer Vielzahl von **Neophyten** verstärkt, welche nur grob einzelnen syntaxonomischen Einheiten zugeordnet werden können (siehe z. B. Kap. 4.3.4.1). GORISSEN (2010) prognostiziert sogar eine Auflösung von Pflanzengesellschaften am Rheinufer durch Neophyten. Folglich werden eine Vielzahl von Aufnahmen als ranglose Basalgesellschaften erfasst, welche allerdings einen ökologischen Unterschied implizieren, welcher in der Form tatsächlich nicht besteht, da allein ein klassifikatorisches Problem vorliegt (DENGLER 2003:101).

Die Zonierung der Uferbereiche ist meist ungleichmäßig und inhomogen; häufige **Dominanzbildung** (in vorliegender Arbeit als Abundanz von > 50 % Deckung definiert) von Arten durch Sprosskolonien oder Polykormonbildung erschweren deutlich die Auswahl der Untersuchungsflächen und damit das Ergebnis der syntaxonomischen Klassifikation. DIERSCHKE (1997:23) beschreibt dies treffend am Beispiel ruderalisierter Arrhenathereten als „fleckige Dominanz“ einzelner Arten. KRUMBIEGEL (2008) erwähnt, dass vor allem auf Steinschüttungen eine Auskartierung schwierig ist, da dominante Bestände ineinander übergehen oder syntaxonomisch schwer einzuordnende Bestände vorkommen und definiert daher behelfsweise wiederum ranglose Gesellschaften. Eine detailliertere Zuordnung ist wegen des Fehlens von Assoziationscharakterarten nicht möglich, so dass oft Dominanzgesellschaften im Sinne der deduktiven Klassifikationsmethode (KOPECKÝ 1984) angesprochen werden, welche nach der dominanten Art und der niedrigsten erkennbaren Einheit zu benennen sind.

Nicht nur die anthropogene Überformung, auch die teilweise natürlich **enge Talsituation** und die geringen Breiten der steileren Uferbereiche des Unteren Mittelrheins bewirken häufig die Entstehung von Mischbeständen unterschiedlichster Gesellschaften und sehr unspezifischer Bestände in engen Grenzbereichen, welche nur schwer oder nicht syntaxonomisch einzuordnen sind. Synsystematisch in verschiedene Klassen getrennte Bestände der Weichholzaue (*Salicetea albae*) und der Hartholzaue (*Querco-Fagetea*) bilden fließende Übergänge.

Hinzu kommen außerdem die jährlichen schwankenden Witterungsverhältnisse und die damit verbundene **Überschwemmungsdynamik**, welche, wie in vorliegender Untersuchung auch aufgezeigt wird, innerhalb eines Jahres auf einem Standort syntaxonomisch gänzlich anders zu bewertende Vegetationseinheiten bedingt.

Cluster der Hemerobie-Klassifikation sind durch spezielle phytozoologische Abfolgen nur bedingt gut zu charakterisieren. Der Bezug zu den **Hemerobie-Werten** ist hinsichtlich der klassifizierten Aufnahmen allerdings größtenteils eindeutig. Steilere, befestigte Bereiche, zumeist Pflasterböschungen, aber auch Mauern, werden oft von thermophilen Gesellschaften der *Origanetalia* und *Sedetalia* bestimmt und weisen folglich kaum noch eine autotypische Vegetation auf. Hingegen werden breite und flache Ufer von Gesellschaften der *Weichholzaue*, aber auch von vorgelagerten *Bidentetia*-Gesellschaften bestimmt. Die Korrelation der modellierten Hemerobie-Werte ist in diesem Zusammenhang durch die syntaxonomische Zuordnung auf unterschiedlicher hierarchischer Ebene bzw. fehlender Klassifikation immer wieder erschwert.

**Zusammenfassend** ist festzustellen, dass anthropogen überformte Uferbereiche nur mäßig zufriedenstellend mit der klassischen Pflanzensoziologie beschrieben werden können. Eine Vielzahl von Vegetationsaufnahmen, von denen Aussagen zur Hemerobie erwartet werden, ist in das System kaum oder gar nicht einzupassen. Hingegen kommen an anthropogen überprägten Ufern Gesellschaften vor, welche Arten aus mehreren Klassen verschmelzen, wie z. B. Pflastervegetation mit Arten aus den Klassen der *Molinio-Arrhenatheretea*, *Galio-Urticetea*, *Festuco-Brometea*, *Artemisietea* und *Salicetea purpurea*. Die zudem extremen Substrate im Rahmen des anthropogenen Uferverbau, die Eingriffe in Form von Rodungen und Mahd durch die Wasser- und Schifffahrtsämter, die natürliche Flusssdynamik des Rheins, die teilweise natürlich enge Talsituation und zudem das hochfrequente Vorkommen von pflanzensoziologisch schwer handhabbaren Neophyten gestalten die „klassische Syntaxonomie“ im Bereich der anthropogen stark überprägten Ufer am Unteren Mittelrhein enorm schwer.

Sicherlich wäre es ein Lösungsansatz, einzelne Assoziationen in Subassoziationen aufzutrennen und diese wiederum in Varianten und/oder Fazies zu differenzieren, was allerdings die Vergleichbarkeit und Nachvollziehbarkeit solcher Vegetationseinheiten mit anderen Syntaxa zunehmend schwieriger und undurchsichtiger werden lässt. Die Zuordnung hat daraufhin häufig zum Ergebnis, dass viele ranglose Gesellschaften bzw. Fragmentgesellschaften und schwer zuordenbare Übergangszustände festgestellt werden müssen. Eine Neudefinition von Assoziationen (z. B. in Anlehnung an Kap. 4.3.4.1 die Definition eines *Cuscuta groenovii-Solidaginetum gigantea* ass. nov.) bzw. von Gebietsassoziationen oder Rassen ist nach Ansicht des Verfassers keine alleinige zielführende Lösung der hier zu bearbeitenden Fragestellung und setzt nur die seit längerer Zeit zu beobachtende Inflation von Assoziationen und Pflanzengesellschaften fort.

BRUELHEIDE (1997) beschreibt ebenfalls diese Problematik und auch KÖCI et al. (2003) stellen dar, dass klare Grenzen nach „reiner Lehre“ häufig nicht vorhanden sind. Hieraus weiterführend wird im Folgenden versucht, sich mit der zunehmend sich weiterentwickelnden numerischen Syntaxonomie der Problemlösung zu nähern.

#### 4.4 Numerische Klassifikation

Mit der Entwicklung der Computer sind eine Vielzahl numerischer Verfahren zur Klassifizierung von Vegetationsdaten diskutiert worden. Erwartet werden von diesen Verfahren vor allem Algorithmen einer objektiven und reproduzierbaren Klassifikation, die subjektive und nicht vergleichbare Einzelentscheidungen von Anwendern weitestgehend ausschließen.

Insofern wird gerade z. B. anhand des hier vorliegenden Gesamtdatensatzes die Forderung gestellt, dass infolge numerischer Syntaxonomie durch mehrdimensionale Korrelationen Zu-

sammenhänge zwischen Arten zum Ausdruck kommen, die die klassischen und nicht-statistischen Verfahren bisher nicht ermöglichen. Gegebenenfalls kann auch eine Kopplung traditioneller Pflanzensoziologie und multivariater Analyse eine Lösungsmöglichkeit darstellen.

Hinsichtlich der Übersichtlichkeit der Datenstruktur wurden für die folgenden Analysen die Daten der 1. und der 2. Baumschicht zusammengefasst. Ebenfalls wurde die Gattung *Symphotrichum* aufgrund der häufigen Nachweise im nichtblühenden Zustand und der Vielzahl an morphologischen Übergängen (MEINERT et al. 2009) bei zugleich ähnlichen Standortansprüchen zu *Symphotrichum* div. aggregiert.

#### 4.4.1 TWINSPAN

##### 4.4.1.1 Durchführung der TWINSPAN-Klassifikation

TWINSPAN („Two-Way-Indicator-Species-Analysis“) ist ein hierarchisch-divisives Klassifizierungsverfahren, welches in der Vegetationskunde breite Anwendung findet. Pflanzensoziologische Tabellenarbeit wird durch komplexe multivariate Analysen simuliert und liefert insofern vertraute Ergebnisse (HILL & ŠMILAUER 2005).

Im Wesentlichen baut TWINSPAN auf hintereinander geschaltete Korrespondenzanalysen auf, welche mehrfache Dichotomisierungen umsetzen. Auf eine Korrespondenzanalyse („primary ordination“) folgt eine weitere Ordination („refined ordination“) zur Klärung, welche Arten als Indikatorarten verwandt werden können, die dann die Vegetationseinheiten festlegen. Entscheidend für die Dichotomisierung ist der errechnete Indikatorwert, welcher die Frequenzen der Arten auf beiden Seiten des Ordinationsdiagramms vergleicht. Die Indikatorwerte der Aufnahmen werden aufsummiert und in einer weiteren Ordination („indicator ordination“) ausschließlich basierend auf den zuvor definierten Indikatorarten aufgetragen. Iterativ wird die optimale Grenze hinsichtlich der Teilung der Ordination bestimmt. Die Vorgehensweise wird sukzessive mit den bereits geteilten Gruppen fortgesetzt.

Um die Abundanz von Arten des bis hierhin allein auf Präsenz-Absenz-Daten arbeitenden Algorithmus mit zu berücksichtigen, werden sog. „pseudospecies“ („künstliche Arten“) eingeführt, welche als nominalskalierte Dummy-Variablen die betreffende Art in einer vom Anwender anzugebenden Spanne darstellen. Mit sog. „pseudospecies cut levels“ werden hierbei die betreffenden Schwellenwerte hinsichtlich der Abundanz individuell vorgegeben. Dies hat den Vorteil, dass Arten ab einem bestimmten Deckungsgrad als Indikatoren verwandt werden können. Aufgrund der ausgeprägten Dominanzverhältnisse an Flussufern werden die pseudospecies cut levels, wie in Kap. 4.4.1.2 dargestellt, relativ hoch angesetzt. Die TWINSPAN-Methode arbeitet folglich mit Indikatorarten, während weitere angewandte Methoden wie z. B. die COCKTAIL-Methode (Kap. 4.4.2) Artengruppen zur Charakterisierung von Datenstrukturen verwendet.

DENGLER (2003:28) sieht die **Vorteile** des TWINSPAN-Algorithmus vor allem in der weiten Verbreitung und den der klassischen Tabellenarbeit sehr nahe kommenden Ergebnissen. Aber auch in der einfachen Anwendung (VAN GROENWOUDE 1992) von größeren Datenmengen liegen Vorteile, wobei der eigentliche Arbeitsaufwand in der Interpretation der Arbeitsergebnisse zu sehen ist. LEYER & WESCHE (2007) sehen auch in der gleichzeitigen Darstellung von Arten und Aufnahmen in Ordinationsdiagrammen einen weiteren Vorteil dieser Methode.

#### 4.4.1.2 Diskussion des TWINSPAN-Algorithmus

Die TWINSPAN-Analyse wurde mit dem Programm WinTWINS 2.3 mit folgenden Parametern durchgeführt:

pseudospecies cut level: 0, 5, 25, 50  
minimum size of groups: 5  
level of division: 6

Es wurden feinere und gröbere pseudospecies cut levels getestet, welche prinzipiell den ersten und entscheidenden Ordinationsschritt nicht änderten. *Melilotus spec.* wurde von der Analyse ausgeschlossen (hierzu Kap. 4.4.2.2; Pkt. 34). In Anlehnung an die syntaxonomische Klassifizierung werden im Ergebnis durch die TWINSPAN-Analyse 41 Vegetationseinheiten voneinander abgetrennt. Zur Analyse der Ergebnisse wurde zur Darstellung der 2-dimensionalen Klassifikation ein Dendrogramm angefertigt und analysiert.

Die Ergebnisse zeigen klare Gruppenstrukturen an. Einige Gruppen zeigen deutliche Artkombinationen, die auch die Abundanz der Daten sinnvoll unterlegen (z. B. Gruppe: 011010 - Artengruppe der Flutrasen). Das Ergebnis zeigt aber immer wieder auch eine Vielzahl von „Ausreißern“ an. Insofern sind einige Dichotomisierungen nur schwer nachvollziehbar und die hierfür ausschlaggebenden Standortparameter nicht ersichtlich.

Beim TWINSPAN-Algorithmus werden einige wenige Indikatorarten verwandt, welche sich jeweils auf die bereits x-mal dichotomisierte Teilmenge beziehen. Anders verhält es sich bei dem auf Treuwerten basierenden COCKTAIL-Algorithmus (Kap. 4.4.2), bei welchem sich die Treuwerte einer Art immer auf den Gesamtdatensatz beziehen.

Bei der **ersten Teilung** werden folgende Arten (jeweils erster pseudospecies cut level) angegeben:

- - Gruppe: *Festuca arundinacea*, *Achillea millefolium*, *Vicia cracca*, *Tanacetum vulgare*
- + Gruppe: *Urtica dioica*, *Populus x canadensis\_B*, *Impatiens glandulifera*

Erfahrungen aus dem Gelände bzw. die Auswertung der Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) zeigen auf, dass der Standortfaktor „Licht“ hier als der entscheidende Gradient hervorgehoben wird.

Eine einmal bei einer Dichotomisierung klassifizierte Aufnahme verbleibt bis zur letzten Dichotomisierung in dem anfangs zugewiesenen Flügel, was zur Folge hat, dass eine fehlerhafte Zuordnung bei der 1. Dichotomisierung nicht reparabel ist (LEYER & WESCHE 2007:174). Exemplarisch zeigt Tab. 53 zwei ähnliche Aufnahmen, welche bereits bei der 1. Dichotomisierung in unterschiedliche Gruppen aufgetrennt wurden.

VAN GROENWOUDE (1992) beschreibt bereits, dass ökologisch nahe gelegene Gruppen durch die Teilungsregeln von TWINSPAN auseinanderdividiert werden können. Was bereits die klassische Syntaxonomie andeutet und was später (Kap. 4.4.2) mittels der COCKTAIL-Methode noch deutlicher herauszuarbeiten ist, ist die Tatsache, dass in vorliegendem Gesamtdatensatz ein breiter Kern von Gesellschaften im Bereich des Senecionion vorzufinden ist. Dieser Kern wird durch den TWINSPAN-Algorithmus diffus aufgespalten. Deutlich wird dies durch die Darstellung der ersten Teilung in einer „**Detrended Correspondence Analysis**“ (= DCA) (schwarze Linie in Abb. 28; Seite 190), welche senkrecht zur 1. Achse die mittige Trennung der Kerngruppe der Senecionion-Gesellschaften darstellt. Hingegen werden teilweise an den „Rändern“ der Ordination die Gesellschaften präziser aufgetrennt.

Tabelle 53: TWINSPAN-Klassifikation nach der 1. Dichotomisierung anhand zweier Aufnahmebeispiele

Aufnahmenummer	210	Aufnahmenummer	451
TWINSPAN-Gruppe	1	TWINSPAN-Gruppe	0
Fläche	16 m <sup>2</sup>	Fläche	16 m <sup>2</sup>
Aufnahmedatum	01.08.2011	Aufnahmedatum	30.06.2012
Lage (Rheinkilometrierung)	656,88-r	Lage (Rheinkilometrierung)	657,88-r
Gesamtdeckung	100 %	Gesamtdeckung	100 %
Artenzahl	10	Artenzahl	15
Inklination	2°	Inklination	5°
Exposition	W	Exposition	W
Substrat	bb	Substrat	s
<i>Helianthus tuberosus</i>	54 %	<i>Helianthus tuberosus</i>	60 %
<i>Solidago gigantea</i>	12 %	<i>Solidago gigantea</i>	24 %
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	10 %	<i>Rubus caesius</i>	5 %
<i>Rubus caesius</i>	8 %	<i>Elymus repens</i>	5 %
<i>Cirsium arvense</i>	6 %	<i>Cirsium arvense</i>	2 %
<i>Urtica dioica</i>	4 %	<i>Thalictrum flavum</i>	1 %
<i>Phalaris arundinacea</i>	3 %	<i>Symphytum officinale</i>	1 %
<i>Cuscuta europaea</i>	1 %	<i>Artemisia vulgaris</i>	1 %
<i>Bromus sterilis</i>	1 %		
als Begleiter mit 0,1 %: <i>Stachys palustris</i>		als Begleiter mit jeweils 0,1 %: <i>Poa palustris</i> , <i>Brassica nigra</i> , <i>Cuscuta europaea</i> , <i>Cuscuta groenovii</i> , <i>Vicia cracca</i> , <i>Bromus sterilis</i> , <i>Phalaris arundinacea</i>	

LEYER & WESCHE (2007:181) weisen hinsichtlich TWINSPAN noch mal ausdrücklich darauf hin, dass aufgrund der zugrunde liegenden Korrespondenzanalyse die Ergebnisse nur sinnvoll sind, wenn entlang der ersten Achse ein **deutlicher Gradient** vorhanden ist, der sich von den weiteren Achsen markant absetzt, was bei hier vorliegenden Daten nur sehr eingeschränkt der Fall ist. Insofern ist der TWINSPAN-Algorithmus bei nur wenig verschiedenen Eigenwerten der einzelnen Gradientenachsen genauso problematisch wie bei einer DCA (BRUELHEIDE & CHYTRY 2000). Dies unterlegt auch der Eigenwert der 1. Achse der Korrespondenzanalyse, welcher als Maß für die Dispersion entlang der Achse anzusehen ist und damit die Bedeutung der Achse für die Artzusammensetzung umschreibt. Die erste Dichotomisierung zeigt einen Eigenwert von 0,343 an, welcher als niedriger Wert einzustufen ist, was aufgrund der Komplexität des Datensatzes nicht überrascht. Die Eigenwerte des 2. und 3. Levels betragen 0,315 bzw. 0,323 und unterscheiden sich folglich betreffs der 1. Dichotomisierung kaum. VAN GROENWOUDE (1992) stellt fest, dass die zweiten Gradientenachsen kaum herausgearbeitet werden können, insbesondere wenn diese von annähernd derselben Länge sind wie die der 1. Gradientenachse. Die 2. Teilung zeigt auf, was bereits BRUELHEIDE & CHYTRY (2000:304) beschreiben: die ursächlichen Gradienten innerhalb beider bereits zuvor geteilten Gruppen müssen nicht identisch sein, wobei hier bei der 2. Dichotomisierung der 1. Gruppe (00-01) der Faktor Wasser und bei der 2. Dichotomisierung der 2. Gruppe (10-11) der Faktor Licht als dominant gesehen werden kann und folglich nicht für den gesamten Datensatz einheitlich herausgearbeitet wird.

Im Gegensatz zu Tab. 53 zeigt Tab. 54 zwei Datensätze auf, welche auch nach der letzten Dichotomisierung in einer Gruppe verbleiben und gibt folglich deutlich die Unzulänglichkeit des TWINSPAN-Algorithmus für den hier vorliegenden Datensatz wieder.

Tabelle 54: TWINSPAN-Klassifikation nach der 6. Dichotomisierung anhand zweier Aufnahmebeispiele

Aufnahmenummer	409	Aufnahmenummer	180
TWINSpan-Gruppe	010110	TWINSpan-Gruppe	010110
Fläche	150 m <sup>2</sup>	Fläche	16 m <sup>2</sup>
Aufnahmedatum	08.09.2011	Aufnahmedatum	28.07.2011
Lage (Rheinkilometrierung)	626,20-r	Lage (Rheinkilometrierung)	612,54-l
Gesamtdeckung	100 %	Gesamtdeckung	85 %
Artenzahl	11	Artenzahl	17
Exposition	W	Exposition	N
Inklination	12°	Inklination	45°
Substrat	ss	Substrat	pho
<i>Ulmus laevis</i> B1	90 %	<i>Rubus caesius</i>	28 %
<i>Robinia pseudoacacia</i> B1	5 %	<i>Festuca arundinacea</i>	25 %
<i>Fraxinus excelsior</i> B1	5 %	<i>Clematis vitalba</i>	13 %
		<i>Papaver rhoeas</i>	5 %
<i>Rubus caesius</i>	2 %	<i>Urtica dioica</i>	4 %
		<i>Bromus sterilis</i>	3 %
		<i>Arrhenatherum elatius</i>	2 %
		<i>Senecio inaequidens</i>	2 %
		<i>Artemisia vulgaris</i>	1 %
		<i>Rumex scutatus</i>	1 %
als Begleiter mit jeweils 0,1 %: <i>Atriplex patula</i> , <i>Senecio inaequidens</i> , <i>Daucus carota</i> , <i>Elymus repens</i> , <i>Diplotaxis tenuifolia</i> , <i>Galium album</i> , <i>Scorzoneroide autumnalis</i>		als Begleiter mit jeweils 0,1 %: <i>Cichorium intybus</i> , <i>Lactuca serriola</i> , <i>Achillea millefolium</i> , <i>Poa palustris</i> , <i>Daucus carota</i> , <i>Taraxacum officinale</i> agg., <i>Tripleurospermum inodorum</i>	

Bei der „Modified TWINSpan-Analyse“ werden aufgrund der Heterogenität der Cluster neue Stopp-Regeln definiert, aber prinzipiell der identische Algorithmus verwendet (ROLEČEK et al. 2007). Die Problematik des fehlenden Hauptgradienten kann auch dieser modifizierte Algorithmus nicht aufwiegen, welcher im Rahmen vorliegender Untersuchungen mittels der  $\beta$ -Diversität nach WHITTAKER und oben angegebenen pseudospecies cut level ergänzend geprüft wurde und ebenfalls unzureichende Ergebnisse aufwies.

Die exemplarischen Auswertungen demonstrieren hinsichtlich der Anwendung der TWINSpan-Methode bei dem hier vorliegenden Datensatz gravierende Mängel. McCUNE & GRACE (2002:97) stellen fest, dass TWINSpan nur schwer mit **heterogenen Datensätzen** umgehen kann und viele Fehler von der Korrespondenzanalyse übernommen hat. VAN GROENWOUDE (1992) testet dies mit theoretischen Vegetationsmustern und kommt zu gleichem Ergebnis. BRUELHEIDE & JANDT (1997) betonen bei eigenen Untersuchungen, dass der TWINSpan-Algorithmus insbesondere bei schwach durch Charakterarten gekennzeichneten Datensätzen Probleme aufzeigt.

Von einem unimodalen Modell kann zudem bei vorliegendem komplexen Gesamtdatensatz, insbesondere bei den weiteren Hierarchieebenen, nur bedingt ausgegangen werden, so dass nur die oberen Hierarchieebenen genutzt werden sollten (LEYER & WESCHE 2007:181). Selbige Empfehlung geben BRUELHEIDE & CHYTRY (2000:304) aufgrund der festgestellten Fehlklassifizierungen, welche sich von Level zu Level verstärken.

Ein starker Gradient der ersten Achse ist bei komplexen Datensätzen und damit meist auch bei großen Datensätzen sicherlich in Frage zu stellen. Insofern ist der TWINSpan-Algorithmus besser für kleinere bzw. homogenere Datensätze geeignet (CULMSEE 2005).

Verglichen mit anderen Methoden ist die schwierige **Nachvollziehbarkeit** der Klassifizierung ein großer Nachteil der TWINSPAN-Methode. MUCINA & VAN DER MAAREL (1989) sprechen in dem Zusammenhang treffend von einem „black-box character“ vorliegender Methodik. Aber auch die prinzipielle Reproduzierbarkeit der Methode ist fraglich. BRUELHEIDE & CHYTRY (2000) vergleichen die Ergebnisse syntaxonomisch einheitlicher Datenmengen von geographisch nahe liegenden Großräumen und finden auch annähernd keine übereinstimmende Ergebnisse bei der Anwendung des TWINSPAN-Algorithmus, was dessen Reproduzierbarkeit deutlich in Frage stellt.

BRUELHEIDE & CHYTRY (2000:304) sehen die Fehler einer falschen Klassifizierung in den abweichenden Klassifizierungen von „refined ordination“ und „indicator ordination“, wobei sich solche Fehler in den einzelnen Dichotomisierungen zunehmend verstärken, da alle zuvor definierten Zuordnungskriterien anzuwenden sind.

Eine weitere Komplikation des Algorithmus ist die Herabgewichtung von seltenen Arten aufgrund der verwandten **Chi-Quadrat-Distanz** (LEYER & WESCHE 2007:181). KÖCI et al. (2003:602) weisen ebenfalls auf Unstimmigkeiten der TWINSPAN-Ergebnisse hin und korrigieren Fehlklassifizierungen im Nachhinein manuell. Auch DULLINGER et al. (2001:20) verwenden die TWINSPAN-Methode zum Vorsortieren und sortieren die Datensätze manuell ebenfalls nach.

VAN GROENWOUDE (1992) und MCCUNE & GRACE (2002) raten sogar direkt von dieser Analyse-Methode ab, während LEYER & WESCHE (2007) an diesem Punkt Clusteranalysen präferieren und zur Vorsicht bei der Anwendung des TWINSPAN-Algorithmus mahnen. Sie heben allerdings bei der Betrachtung von Korrespondenzanalysen nicht die mathematische Eleganz, sondern die ökologische Interpretierbarkeit hervor.

Zusammenfassend ergibt die TWINSPAN-Methode bei vorliegender Aufgabenstellung keine zufriedenstellenden Ergebnisse und kann bei dem hier spezifischem Datensatz allenfalls für eine Vorsortierung angewandt werden.

#### 4.4.2 COCKTAIL-Methode

##### 4.4.2.1 Durchführung der COCKTAIL-Klassifikation

Von BRUELHEIDE (2000a) wurde der COCKTAIL-Algorithmus entwickelt, welcher im Softwareprogramm JUICE (Kap. 8.3) implementiert ist. Dieses Verfahren basiert auf dem statistisch begründeten Treuemaß  $u$  und der darauf aufbauenden Artengruppenmethode und arbeitet ohne Distanzmatrix. Es orientiert sich in einem 2. Bearbeitungsschritt an der klassischen Zuordnung von Artaufnahmen nach dem Braun-Blanquet-System und wird insbesondere bei heterogenen großen Datensätzen präferiert.

Der Anwender wählt bei der Anwendung des COCKTAIL-Algorithmus diagnostische Anfangsarten, aus denen durch ein iteratives Optimierungsverfahren Artengruppen auf Basis des Treuwertes  $u$  entwickelt werden. Die Methode arbeitet basierend auf Präsenz-Absenz-Daten rein qualitativ und präpariert Vegetationseinheiten heraus, welche jeweils möglichst viele Arten mit hohen Treuwerten beinhalten.

Als wesentliches Charakteristikum wird hierbei die Tatsache gesehen, dass Arten einer Artengruppe häufiger miteinander vorkommen, als es eine zufällige Verteilung erwarten ließe (BRUELHEIDE 1995:39). Insofern können Schwerpunkte von Artenkombinationen herauskristallisiert werden. Der Schwellenwert für den Treuwert  $u$  und auch die Artenanzahl für die Bildung von Artengruppen werden hierbei vorab festgelegt.



Der Treuewert  $u$  ist wie folgt definiert:

$$u = (n_p - \mu) / \sigma$$

hierbei bedeutet:

$n_p$  = Anzahl der Aufnahmen mit der Art der zu untersuchenden Gruppe  $p$

$\mu$  = zu erwartende Häufigkeit

$\sigma$  = Standardabweichung der Binominalverteilung (zur Standardisierung)

$u$ -Werte geben also an, wie deutlich sich die Häufigkeit des Auftretens einer Sippe in einer bestimmten Vegetationseinheit, bzw. im Folgenden als „Gruppe“ bezeichnet, von einer zufälligen Verteilung unterscheidet. Je höher die  $u$ -Werte, desto besser sind die Arten für eine charakteristische Gruppenbildung geeignet. Es wird hierbei zwischen positiver und negativer Korrelation unterschieden. CHYTRÝ et al. (2002) arbeiten weitere Treuemaße aus, vergleichen diese und präferieren statt einer binominalen die Verwendung der hypergeometrischen Form ( $u_{hyp}$ ) als symmetrisches Treuemaß bzw. deren normierte Darstellung  $\phi$  ( $\Phi$ ). Nach CHYTRÝ et al. (2002:84) kommt  $u_{hyp}$  dem traditionellen Verständnis von Treue am nächsten. Letztendlich ergeben diese beiden Treuemaße ein identisches Ranking, so dass die Bedeutung von  $\Phi$  hauptsächlich auf der Vergleichbarkeit mit anderen Untersuchungen beruht, da dieses Treuemaß von der Anzahl der Aufnahmen unabhängig ist. Allerdings kann von dem normierten Treuemaß  $\Phi$  keine Aussage hinsichtlich der statistischen Signifikanz getroffen werden (CHYTRÝ et al. 2002:85). Folglich wurde  $u_{hyp}$  für vorliegende Untersuchung als Treuemaß gewählt. Der Treue-Wert kann auch als Abzissenwert der Standard-Normalverteilung und  $u$  als Überschreitungswahrscheinlichkeit gesehen werden (BRUELHEIDE 1995:47), wobei bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit für einen statistisch signifikanten Unterschied von 5 % der  $u_{hyp}$ -Wert bei 1,96 liegt und folglich kleinere  $u$ -Werte als nicht mehr statistisch relevant angesehen werden können.

Die maximale Treue  $u$  des hier vorliegenden Datensatzes ist von der Größe des Datensatzes abhängig und beträgt:

$$\max(u_{hyp}) = \sqrt{N - 1} = 27,37 \text{ (für } N = \text{Anzahl der Datensätze} = 750)$$

In vorliegender Arbeit wurde die Wahl der Startgruppen und die Wahl der weiteren zu aggregierenden Arten mit der Prüfung durch die in JUICE implementierte Funktion „interspecific association“ umgesetzt. Hierbei werden die Treue-Werte einer spezifischen Art zu dem Rest des Datensatzes aufgezeigt, so dass die Startgruppen und die Zuordnung der Arten durch den Anwender in hohem Maße optimiert werden können, wobei in vorliegender Untersuchung entsprechend der Modifikationen von KÖCI et al. (2003) eine Art maximal einer Gruppe zugeordnet wurde. Eindeutig zugeordnete Arten einer Gruppe werden im Folgenden als ‚Leitarten‘ angesprochen.

**Vorteile** der COCKTAIL-Methode sind deren Reproduzierbarkeit (BRUELHEIDE & CHYTRY 2000) und vor allem die real existierende „Treue“ bzw. „Bindung“ der Arten untereinander, was gerade bei anthropogen überprägten Standorten von der klassischen Einschätzung bei Vergleich mit bereits bestehenden Vegetationseinheiten hinsichtlich der Einnischung der Arten abweichen kann. Artengruppen werden folglich nicht a posteriori gewählt, sondern kristallisieren sich weitestgehend unvoreingenommen aus dem vorliegenden Datenmaterial als charakteristische Artengruppen heraus. „Zwillingsgesellschaften“ als Vermischung bereits definierter pflanzensoziologischer Einheiten, wie sie von DIERSCHKE et al. (1983) definiert wurden, ließen sich so gegebenenfalls als eigene, charakteristische Einheiten nachmodellieren.

Mit der COCKTAIL-Methode können in einem weiteren Arbeitsschritt bewährte syntaxonomische Assoziationen des Braun-Blanquet-Systems durch Verknüpfung verschiedener Gruppen mittels logischer Operatoren zusammengefasst und so modelliert werden (BRUELHEIDE

1997). TÄUBER & PETERSEN (2000) erarbeiten beispielsweise mit Hilfe solcher differenzierenden Artengruppen die syntaxonomische Gliederung der Klasse Isoëto-Nanojuncetea.

Der COCKTAIL-Algorithmus muss allerdings hinsichtlich einiger Punkte auch **kritisch** betrachtet werden:

- DENGLER (2003:66) weist darauf hin, dass die Treue jeweils zwischen einem betrachteten Syntaxon und den restlichen Aufnahmen in der Datenbank ermittelt wird ohne Rücksicht darauf, ob es sich dabei um eines oder weitere gleichrangige Syntaxa handelt. So kann eine Art für ein anderes Syntaxon eine viel höhere Treue aufweisen; folglich wird zwischen **Charakterarten und Trennarten nicht differenziert**. WILLNER (2011) führt hierzu aus, dass meist angenommen wird, dass für jede Assoziation ein Kern existiert, um welchen sich treue Arten bewegen. Vielmehr stellt jeder spezifische Datensatz ein Konglomerat dar, welches mit verschiedenen Kernen zu beschreiben ist, so dass ein stetiger Optimierungsprozess des Anwenders erforderlich ist.
- Der von DENGLER (2003) angeführte Einwand, dass die diagnostischen Daten immer nur auf den jeweiligen Datensatz anzuwenden sind und sich bei Aufweitung des Datensatzes verändern, ist im vorliegenden Fall eher als gewünschter Effekt zu bewerten (**regionale Charakterisierung**). KUŽELOVA & CHYTRÝ (2004) betonen ebenfalls die Bedeutung von numerischen Verfahren insbesondere hinsichtlich lokaler Standortbedingungen und führen aus, dass bei räumlich begrenzten Studien, die nicht den Vergleich mit großräumigen Studien suchen, die lokale Gruppenbildung von hohem Wert ist. Sie stellt viel diffiziler die örtlichen Standortverhältnisse dar, als die Übertragung von überregionalen Gruppen bzw. Assoziationen. Es wird im Folgenden zu zeigen sein, dass z. B. für *Rubus caesius* und die von ihr entscheidend mitgeprägte Artengruppe, eine abweichende soziologische Bindung in Abhängigkeit von der jeweiligen geographischen Lage festzustellen ist.
- Weiterhin wird als Nachteil aufgeführt, dass **hierarchische Ebenen** mit vorliegendem Algorithmus nicht aufzubauen sind, was in vorliegender Arbeit allerdings auch nicht angestrebt wird.
- Mit einer vom Anwender festgelegten Startgruppe von „charakteristischen“ Arten beginnt sukzessive die Gruppen-Bildung. Je nach Startgruppe („ini-group“ in JUICE) kann sich das Endergebnis verändern (BRUELHEIDE 1995). Mit der individuellen Entscheidung über die Startgruppe kann so das Ergebnis eine andere Zielgruppe ergeben, so dass auch dieses Verfahren nicht frei von **subjektiven Entscheidungen** ist und der Anwender die Richtung der Gruppenbildung in gewissen Maße beeinflussen kann. Zudem kann über die Wahl der Startgruppe auch der ökologische Schwerpunkt der Artengruppe gezielt bestimmt werden.  
Ebenso die Festlegung des Schwellenwertes von  $u$  als geforderte Mindestgüte stellt eine subjektive Entscheidung des Anwenders dar. Vielmehr wird die COCKTAIL-Methode auch von KÖCI et al. (2003) weniger als formeller Algorithmus, sondern als Expertenmodul definiert, welches dem Anwender Vorschläge der Zuordnung zu Gruppen unterbreitet. Diesbezüglich sehen BRUELHEIDE & CHYTRÝ (2000) noch die Notwendigkeit der Optimierung der Methode. Inwiefern auf Erfahrung der Anwender beruhende subjektive Elemente innerhalb eines numerischen Algorithmus allerdings als Nachteil anzusehen sind, mag durchaus kontrovers gesehen werden. Gerade das Basieren auf Expertenwissen sehen TICHÝ & HOLT (2006:74) als Vorteil gegenüber dem starren Algorithmus von TWINSPAN und Clusteranalysen.
- Die Frage, ab welcher notwendigen Anzahl an Leitarten eine **Aufnahme einer Gruppe zuzuordnen** ist, ist von der Datenstruktur abhängig. Eine solche Abhängigkeit der statistischen Betrachtung von der Datenstruktur weisen KUŽELOVA & CHYTRÝ (2004) nach. CHYTRÝ legt in JUICE die Grenze mit 50 % fest und weicht diesbezüglich von BRUELHEIDE (1995) ab, welcher den Schnittpunkt zwischen beobachteter und erwarteter Verteilung zur Auftrennung des Datenmaterials verwendet und darauf aufbauend Positiv-Gruppen (= Gruppen mit Aufnahmen, welche die Artengruppen enthalten) bil-

det. KÖCI et al. (2003:603) stellen eine Abhängigkeit des Schnittpunktes zwischen beobachteter und erwarteter Verteilung von der Datenstruktur fest und schlagen folglich die 50 %-Grenze vor. In vorliegender Untersuchung wurde insofern die Modifikation in JUICE (TICHÝ & HOLT 2006) hinsichtlich der 50 %-Grenze zur Abtrennung der Aufnahmen verwandt; als mathematisches Artefakt werden aufgrund dieser Grenze häufig Gruppen mit einer geradzahligen Artenzahl generiert.

Von zentraler Bedeutung ist die Zuordnung von durch Artengruppen gegliederten Aufnahmen in eine plausible **Klassifikation**. Ob nun auf der Ebene der Gruppen oder auf Ebene der aggregierten Vegetationseinheiten bzw. modellierten Assoziationen, so wird im Rahmen dieser Optimierungsaufgabe zwischen der Definition von engen Gruppen mit der Konsequenz der ungeklärten Zugehörigkeit von vielen Aufnahmen und der Definition von breiten Gruppen mit der Konsequenz der ungeklärten Zugehörigkeit von Aufnahmen die durch Überlappung von Gruppen bzw. Vegetationseinheiten entstehen, abgewogen.

KÖCI et al. (2003:602) sehen in der COCKTAIL-Methode den großen Unterschied zu anderen numerischen Methoden, dass **nicht alle Aufnahmen Vegetationseinheiten zugeordnet** werden, was BRUELHEIDE & CHYTRÝ (2000:305) selber als Vorteil bewerten, da dies die Vergleichbarkeit von Datensätzen erleichtert und zudem unklare Klassifikationen, wie z. B. beim TWINSPAN-Algorithmus vermieden werden. Die nicht klassifizierten Aufnahmen betreffen vor allem Datensätze mit häufigeren Arten und breitem ökologischen Spektrum z. B. im Sinne einer Zentralassoziation ohne Charakterarten der Braun-Blanquet-Syntaxonomie. Insofern betonen KÖCI et al. (2003:602) die Bedeutung der COCKTAIL-Methode für Vegetationseinheiten, welche überwiegend durch Spezialisten geprägt sind. In vorliegender Untersuchung handelt es sich hingegen häufig um stark gestörte und degradierte Standorte, in denen einerseits häufige Arten der Ordnung Convolvuletalia dominieren, andererseits artenarme Aufnahmen mit einigen Begleitern durch das Verfahren ebenfalls schwer zuordenbar sind. Diese unspezifischen Datensätze werden in der klassischen Pflanzensoziologie oft höheren Einheiten zugeordnet, was eines vorab definierten hierarchischen Systems bedarf und dann den Vergleich mit Assoziationen niedriger Hierarchieeinheiten erschwert. Aber auch in der klassischen Pflanzensoziologie werden unklare Aufnahmen häufig vorneweg ausgeschlossen (siehe Kap. 4.3.17). CHYTRÝ (2007:40; zit. in WILLNER 2011:272) gibt an, dass 50-70 % der Datensätze nach der COCKTAIL-Methode unklassifiziert bleiben, was in vorliegendem „compositum mixtum“ ausdrücklich nicht erwünscht ist. In vorliegendem Gesamtdatensatz würden nach einer COCKTAIL-Analyse 111 Datensätze (15 %) keine ausreichende Anzahl an Zeigerarten aufweisen, um den Datensatz einer Gruppe zuzuordnen. DENGLE et al. (2006:12) verwerfen aus diesem Grunde, und auch weil Aufnahmen mehrfach zugeordnet werden können, die Methode bei der Bearbeitung der Klasse Festuco-Brometea.

TÄUBER & PETERSEN (2000) erarbeiten mit Hilfe solcher differenzierender Artengruppen nach der COCKTAIL-Methode wiederum die syntaxonomische Gliederung der Isoëto-Nanojuncetea, einer Klasse mit vielen spezifischen Charakterarten und verglichen mit vorliegenden Datensatz relativ homogenen Standortbedingungen. Sie weisen Aufnahmen, welche den Anforderungen der COCKTAIL-Methode nicht entsprechen, manuell einzelnen Assoziationen als fragmentarisch zu.

Auf der anderen Seite sind auch einzelne Aufnahmen nach der COCKTAIL-Methode **mehr als einer Gruppe zuzuordnen**, da die Gruppenbildung ausschließlich auf Präsenz-Absenz-Daten aufbaut. In vorliegendem Gesamtdatensatz sind lediglich 31 % (229 Datensätze) nur durch eine Artengruppe charakterisiert und ca. 55 % durch mehrere Artengruppen gekennzeichnet, was bis zu dem Extrem eines Datensatzes im vorliegenden Untersuchungsmaterial reicht (Aufnahme 31; Anlage 3 Blatt 12), welcher neun Artengruppen enthält. Betreffende Aufnahme stellt einen Pappelsaum mit einer Vielzahl von seitlich eindringenden Arten dar. BRUELHEIDE (1995) findet beispielsweise bei der Untersuchung von Grünlandgesellschaften

des Harzes in 90 % der Aufnahme­flächen mindestens drei Artengruppen. Zuordnungen von Aufnahmen mit mehreren Artengruppen sind teilweise auch physiognomisch von der Bestandsstruktur her kaum schlüssig.

BRUELHEIDE (1995) folgert konsequenterweise hieraus die Notwendigkeit der Prioritätensetzung hinsichtlich der Artengruppen und definiert oben bereits angedeutete logische Operatoren zur Verknüpfung von Artengruppen. Alternativ hierzu schlagen BRUELHEIDE & JANDT (1997) die Priorisierung von Artengruppen in Bezug auf weniger bedeutende vor, was allerdings bei dem hier vorliegenden komplexen Datensatz in vielen Fällen kaum zu begründen wäre.

In vorliegender Arbeit wurden aufgrund der Spezifität des Datensatzes abweichend von der eigentlichen COCKTAIL-Methode die **Deckungsgrade** hinsichtlich der oben besprochenen Probleme der Zuordnung der Datensätze zu Vegetationseinheiten verwandt, was im Folgenden zu erläutern ist.

Die Abwägung von Präsenz-Absenz-Daten gegenüber Deckungsgraden bei Vegetationsklassifizierungen wird bereits seit langem kontrovers diskutiert. WILLNER et al. (2009:134) betonen in diesem Zusammenhang, dass die Entscheidung für Präsenz-Absenz-Daten oder Deckungsgraden viel wichtiger sei als die Frage, welcher Treuewert letztendlich zu verwenden sei und letztendlich von der Fragestellung der Untersuchung abhängt. Hierzu ergänzend weisen KÖCI et al. (2003) darauf hin, dass die Zuordnung zu einer Vegetationseinheit auch von der Datenstruktur abhängig ist. Nachteil der COCKTAIL-Methode ist die mangelnde Erfassung von Gesellschaften, welche von der **Dominanz einer Art** und nicht der floristischen Zusammensetzung geprägt sind bzw. von artenarmen Gesellschaften (WILLNER et al. 2009:131). Diese Gesellschaften enthalten dann nicht die notwendige Anzahl an Leitarten. Häufig sind diese Aufnahmen nicht zuzuordnen bzw. werden in der klassischen Syntaxonomie nach Braun-Blanquet nur noch höheren Klassen zugewiesen.

Auch werden kennartenlose Zentralgesellschaften wie z. B. das Salicetum albae ebenfalls kaum oder nicht zugeordnet (BRUELHEIDE & CHYTRY 2000). Charakteristik des vorliegenden Datensatzes ist aber gerade die Dominanz einzelner Arten in Gesellschaften, was bei vorliegenden abiotischen Rahmenbedingungen nicht verwundert. KOPECKÝ (1984:120) sieht irreversible Dominanz außerhalb z. B. von Störungsphasen als ersten Schritt eines Apophytisierungsprozesses und insofern als direkten Hinweis auf Störungen. Bei Gesellschaften mit vielen stenöken Arten mag das reine Präsenz-Absenz-Kriterium hingegen deutlicher prägend sein. Die Spezifikation der vorliegenden Daten ist eine andere, wenn zudem qualitativ und quantitativ eine sehr hohe Anzahl an Arten neophytischen Charakter haben.

TÄUBER (2000) stellt die Problematik der Berücksichtigung der Dominanz am Beispiel von Pioniergesellschaften dar, z. B. wenn Isoëto-Nanojuncetea-Gesellschaften bei längeren Trockenperioden von Bidentetia-Gesellschaften abgelöst werden, wobei diese Situation auch bereits in der traditionellen Syntaxonomie umstritten diskutiert wird. Der Autor betont, dass physiognomisch völlig unterschiedliche Bestände der beiden Klassen allein aufgrund ihrer Artenkombination, also reiner Präsenz-Absenz-Daten, nicht klassifizierbar sind, und schlägt als Entscheidungskriterium die Einbindung von phänologischen Phasen vor. Folglich wird in therophytischen Pioniergesellschaften den sich reproduzierenden Arten verglichen mit den vegetativen Arten mehr Gewicht gegeben. Insbesondere der fließende Übergang zum Ufer nach längeren Trockenperioden zeigt durch verschiedene Wuchskraft und Phänologie deutliche Änderungen, ohne dass diese sich in Präsenz-Absenz-Daten niederschlagen würden (TÄUBER 2000). Selbiger Autor beschreibt auch Gesellschaften mit der Durchdringung von Röhrichtarten, wobei allein die Dominanz die syntaxonomische Zuordnung begründet. Auch KRUMBIEGEL (2003) stellt am Elbufer fest, dass physiognomische Unterschiede bei Übergang vom Elatino-Eleocharition zum Bidention nur durch Änderungen der Artmächtigkeit erkennbar sind.

Allerdings differenzierten TÄUBER & PETERSEN (2000) die Klasse Isoëto-Nanojuncetea in der „Synopsis der Pflanzengesellschaft Deutschlands“ allein aufgrund von Präsenz-Absenz-Daten mittels der COCKTAIL-Methode erarbeiteten Artengruppen. WISSKIRCHEN (1995:134) weist auch bei der Abtrennung des ‚Polygono-Chenopodietum typicum‘ vom Bidenti-Polygonetum hydropiperis an Flussufern auf die Bedeutung der Mengenverhältnisse soziologisch relevanter Arten hin.

Die Kennartenmethode der Pflanzensoziologie räumt hingegen der **Dominanz prinzipiell eine geringere Bedeutung** ein. BRUELHEIDE (2000a:168) betont hinsichtlich der Deckungsgrade die Schwierigkeiten der jahreszeitlichen, aber auch in verschiedenen Jahren unterschiedlichen Ergebnisse (hier bezogen auf Bergwiesen). Er sieht eine Überbewertung von Arten mit hohen Deckungsgraden und Schwierigkeiten insbesondere hinsichtlich der Vergleichbarkeit. Allerdings weist selbiger Autor darauf hin, dass es Syntaxa gibt, die keine Differenzialarten haben bzw. sich durch Dominanz einer Art eher als durch eine Artenkombination charakterisieren und folglich nicht mit der COCKTAIL-Methode zu erfassen sind (BRUELHEIDE & CHYTRY 2000). In seiner Dissertation erwähnt der Autor, dass es durchaus denkbar wäre, „bei der Bildung von Artengruppen oder bei ihrer Kombination dem Deckungsgrad einzelner Arten oder ganzer Gruppen eine unterschiedliche Bedeutung beizumessen“ (BRUELHEIDE (1995:266). Sicherlich hat die Dominanz in den von ihm untersuchten naturnäheren Bergwiesen auch nicht die Bedeutung, wie sie die anthropogen überprägten Ufern aufweisen.

BRUELHEIDE (1997) präferiert Präsenz-Absenz-Werte und argumentiert, dass Deckungsgrade fehlerhaft abgeschätzt werden können, wobei die COCKTAIL-Methode hinsichtlich z. B. der Startgruppen, wie oben gezeigt, durchaus auch intuitive Elemente des Anwenders integriert. BRUELHEIDE & CHYTRY (2000) weisen selber darauf hin, dass Dominanz-Arten-Einheiten durch die COCKTAIL-Methode nicht erfasst werden können, was BURKART (1998:17) dazu veranlasst, im Zuge des COCKTAIL-Algorithmus manuell dominante Artvorkommen als ‚Pseudo-Arten‘ einzufügen. An diesem Punkt steht die Methode vor derselben Problematik wie z. B. der TWINSpan-Algorithmus, wo durch „pseudospecies“ versucht wird, in ein rein qualitatives Verfahren quantitative Elemente zu integrieren. BARKMANN (1989) verwendet an dieser Stelle als Treumaß den „total cover ratio (TCR)“, das Verhältnis von Deckung in einer Vegetationseinheit und der höchsten Deckung innerhalb aller Gruppen derselben Ebene als nicht statistisches Maß.

So sind nach KÖCI et al. (2003) gerade **homogene und artenarme** Aufnahmen durch die jeweilige Abundanz der Arten zu bewerten. Dies betont auch ELLENBERG et al. (2001) bei der Abschätzung, wann Zeigerwerte gewichtet oder ungewichtet eingesetzt werden.

WILLNER (2011) wählt als Lösung einer uneindeutigen Zuordnung von Aufnahmen nach einer TWINSpan-Analyse und Definition der Charakterarten mittels TCR die von DENGLE et al. (2006:13) vorgeschlagenen „importance values“ durch Summierung der Deckungsgrade für alle diagnostischen Arten der einzelnen Hierarchiestufen und Zuordnung zur Gruppe mit dem höchsten Deckungswert („**Deckungssummenmethode**“). Der Autor präferiert die Deckungssumme auch hinsichtlich der Unabhängigkeit von der Aufnahme­fläche. Die Anwendung der direkten prozentualen Abschätzung der Deckungsgrade in vorliegendem Datenmaterial ermöglicht die Berechnung der Deckungssummen ohne Transformierung der Daten und folglich ohne einen damit einhergehenden Datenverlust. Abweichend von DENGLE und auch z. B. MICHL et al. (2010) werden in vorliegender Arbeit nicht Deckungsgrade syntaxonomischer Charakter- und Differentialarten, sondern die Deckungssumme der Leitarten einer COCKTAIL-Analyse als zuordnungsrelevant herausgestellt. Diese Vorgehensweise scheint bei den spezifischen, hier vorliegenden Daten angebracht, um belastbare Ergebnisse zu erhalten.

Zudem werden Gesellschaften, welche durch die Dominanz einer Art charakterisiert sind, in JUICE direkt als „pseudospecies“ klassifiziert und in das Modell gleichwertig zu Artengrup-

pen integriert. An diesem Punkt modifizieren auch KÖCI et al. (2003:604) die COCKTAIL-Methode und betonen, dass bei den meisten Definitionen von Assoziationen neben den Präsenz-Absenz-Daten die quantitativen Verhältnisse entscheidend sind und schlagen vor, ergänzend hierzu **dominante Arten** in die Definitionen von Assoziationen nach COCKTAIL zu integrieren, wobei Grenzen von 25 % bzw. 50 % angedacht werden. Würde man, wie KÖCI et al. (2003) bei der Aggregation von Assoziationen vorschlagen, bei vorliegendem Gesamtdatensatz z. B. *Rubus caesius* und *Solidago gigantea* als Dominante ausgliedern, würden viele Vegetationseinheiten nur durch Arten mit einer Dominanz von 25 % bzw. 50 % bestimmt werden. Bei einem Schwellenwert von 50 % erreichen bei vorliegenden Daten 224 Aufnahmen (30 %) bei ausschließlich krautiger Vegetation und 336 (49 %) bei Betrachtung der Vegetation inklusive der Gehölze diese Grenze. Hinsichtlich der 25 % Grenze wären allein 547 Datensätze (73 %) der krautigen Vegetation und inklusive der Gehölze 649 Aufnahmen (= 86,5 %) potenziell auf Basis von Dominanzwerten zuzuordnen. Dies zeigt deutlich die spezifische Struktur vorliegender Daten auf und lässt davor zurückweichen, sämtliche Arten vorab pauschal als Dominante auszugliedern. Insofern wurden die Arten, soweit die Treue-Werte es erlauben, den Artgruppen zugeordnet und die Auskartierung von Dominanten im ersten Klassifizierungsschritt weitestgehend vermieden.

LUDEWIG (1999) wählt an dieser Stelle im Rahmen klassischer pflanzensoziologischer Arbeiten an Ufern der Saar den **50 %-Wert zur Kennzeichnung der Dominanz**. Werden dichotome Schlüssel hinsichtlich syntaxonomischer Klassifizierungen betrachtet (z. B. SCHUBERT et al. 2001) fällt bei den Entscheidungskriterien ebenfalls immer wieder die Forderung nach bestandsbildenden, dominierenden oder beherrschenden Beständen, bzw. das Vorhandensein von Massenbeständen oder das starke Auftreten von einzelnen Arten auf. Auch DENGLE (2003:47) berichtet von Klassifikationsansätzen basierend auf Dominanzverhältnissen in Skandinavien und der Sowjetunion für artenarme, boreale Gebiete und WILLNER et al. (2009) weisen an Beispieldatensätzen auf die Bedeutung der Deckungsgrade im Rahmen der Berechnung von Treue-Werten im Gegensatz zu reinen Präsenz-Absenz-Daten hin. Da das Verständnis der lokalen und habitatspezifischen Situation der Ufer des Unteren Mittelrheins das Augenmerk der Aufgabenstellung ist, ist es auch nicht von Relevanz, inwiefern außerhalb des hier vorliegenden Untersuchungsraumes Arten ein eher euryökes Verbreitungsmuster aufweisen, da an dieser Stelle ausschließlich die hier vorliegende Fragestellung von Interesse ist.

Vorliegende Aufnahmen werden meist von häufigeren Arten dominiert, wobei bei gleichen Stetigkeitsdifferenzen die Güte einer Trennart bei geringerer Stetigkeit der abzutrennenden Gruppe höherwertiger einzustufen wäre (BRUELHEIDE 1995).

In vorliegender Untersuchung wurde den vorherigen Überlegungen zufolge die Gruppendifinition streng an den auf Präsenz-Absenz basierenden Treue-Werten der Arten orientiert und im Bereich dieses ersten Klassifikationsschrittes die ausschließliche Dominanz einer Art als Entscheidungskriterium vermieden. Die Einbindung der Deckungswerte erfolgt in der Auswertung der Artengruppen in einem 2. Arbeitsschritt im Zuge der Klassifizierung.

Stehen Arten, welche nicht in Gruppen integriert werden können, durch hohe Treue-Werte einer Gruppe deutlich näher, so werden sie als „**Begleiter**“ behandelt. BRUELHEIDE (1995:55) sieht den u-Wert abhängig von der Gesamtaufnahmezahl, dem jeweiligen Anteil der Positivgruppe (d. h. zugeordnete Aufnahmen im Vergleich zu nicht zugeordneten Aufnahmen) und der geforderten Trennschärfe (Stetigkeitsdifferenz). Auch kann der Schwellenwert u vom Autor bei charakteristischen Sprüngen oder bei bewusstem Ausschließen nicht erwünschter bzw. in anderen Gruppen bereits integrierter Arten modifiziert werden. Im Endeffekt wird so die Artengruppe beeinflusst, was in vorliegendem Klassifizierungsansatz durch die Einführung von Begleitern ausgedrückt wird, welche allerdings in der Aussagekraft den Leitarten nachstehen.

TÄUBER & PETERSEN (2000:6) integrieren in die syntaxonomische Klassifikation der Klasse Isoëto-Nanojuncetea ebenfalls Arten, welche „aus verschiedenen Gründen“ in die COCKTAIL-Gruppen nicht aufgenommen werden konnten.

Auch KÖCI et al. (2003:604) schlagen diese Vorgehensweise vor und verwenden an diesem Punkt, um die mittels der COCKTAIL-Methode indifferenten Aufnahmen zuzuordnen, einen Ähnlichkeitsparameter aus einem Mischwert von Treue und Frequenz („Frequency-Positive Fidelity-Index“ (FPFI)) als Entscheidungskriterium. Dieser wird benutzt, um alternativ zur Deckungssummenmethode die verbleibenden nicht (eindeutig) zugewiesenen Aufnahmen in einem zweiten Schritt doch noch in bereits eindeutig abgeleitete Vegetationseinheiten zu klassifizieren.

Es ist darauf hinzuweisen, dass bei vielen oben genannten Autoren immer wieder angestrebt wird, hinsichtlich der Vergleichbarkeit „klassische“ Assoziation zu modellieren und die Daten mit dem Braun-Blanquet-System zu parallelisieren und insofern auch die COCKTAIL-Methode in ein hierarchisches Konzept einzubinden (BRUELHEIDE 1995). Dies wird in hier vorliegender Arbeit allerdings nicht angestrebt, da die bekannten Assoziationsdefinitionen für die hier vorliegenden Daten, wie in Kap. 4.3 aufgezeigt, teilweise unzureichend sind.

WILLNER (2011) schlägt ergänzend zur Klassifikation die **a priori-Abtrennung von Gehölz-Formationen** von krautiger Vegetation vor, was bei der COCKTAIL-Methode Sinn macht, da die Größe der Aufnahmeflächen diesbezüglich unterschiedlich sind. JANDT & BRUELHEIDE (2002:120) verweisen selber auf die Notwendigkeit einheitlicher Aufnahmeflächengröße hinsichtlich der COCKTAIL-Methode. Letztendlich sind auch strukturelle Merkmale aus rein pragmatischen Gründen hinsichtlich der Vergleichbarkeit hier ausschlaggebend.

Für eine getrennte Klassifikation in mehrere von vornherein unterschiedenen Strukturtypen plädiert auch DENGLER (2003:88). Neben der pragmatischen Zielrichtung einer Klassifizierung wird auch vom Autor treffend die Problematik der Flächenabhängigkeit von Stetigkeiten angeführt. Auch die Artenzahlen variieren in Abhängigkeit von der Flächengröße, wie die Daten der vorliegenden Untersuchungen bestätigen (Tab. 55).

Tabelle 55: Mittlere Artenzahlen der Aufnahmeflächen unterschiedlicher Größe

Schicht	Aufnahmefläche (m <sup>2</sup> )	Mittlere Artenzahl
krautige Vegetation	16	16,3
Gebüsche (bis 5 m)	25	17,9
2. Baumschicht (bis 10 m)	75	17,6
1. Baumschicht (> 10 m)	150	21,7

Es würde die Klassifizierung allerdings unübersichtlich machen, würden für jede Flächengröße die Artengruppen getrennt aufgegliedert. Vielmehr scheint es wichtig die grundsätzlichen strukturellen Einheiten durch die Beschattung zu unterscheiden. Insofern werden im Folgenden durch eine Formation „Gehölze“ aller Flächen mit Gehölzen > 50 % Deckung abgegrenzt. DENGLER (2003) schlägt die Grenze von 30 % für die Abtrennung einer Gehölzformation vor. Allerdings ist im vorliegenden Datensatz eine Vielzahl von Saumbereichen vorzufinden. Gerade bei lichten Pappelwäldern ist die Artenzahl hoch (höher als z. B. bei dichten Buchenwäldern). Lichte Bestände von Weiden und Pappeln als Galeriebestand an Ufern erweisen sich durch Vicinismuseffekte im Unterwuchs als sehr artenreich. DENGLER (2003:93) betont die Schwierigkeit der Abgrenzung von Säumen bei der Unterscheidung von Strukturtypen, da die senkrechte Projektion der Gehölzschichten bei Säumen problematisch ist und diese hinsichtlich der Faktoren Wärme und Licht eher den Offenlandgesellschaften zuzurechnen wären und zudem auch nur kleinflächig vorkommen. Hinsichtlich solcher Effekte wird DENGLER (2003:94) gefolgt und als Grenze zur Abgrenzung von Gehölzen die erste



Baumreihe gewählt. Saumeffekte müssen in vorliegender Untersuchung immer wieder berücksichtigt werden, da zudem Wälder der Weichholzaue meist eine sehr lichte Struktur aufweisen. Folglich wird ein Wert von 50 % Beschattung hinsichtlich der Abgrenzung von Gehölzen als sinnvoll erachtet.

### Vorgehen

Basierend auf obigen Überlegungen und der vorliegenden Klassifizierungsproblematik anthropogen überprägter Ufervegetation bzw. der damit verbundenen Spezifität des Gesamtdatensatzes wurde die Zuordnung nach der COCKTAIL-Methode wie folgt modifiziert. Es ist dabei nicht das Ziel die Datensätze in ein bestehendes Klassifizierungsschema zu integrieren, sondern ausschließlich die hier **vorliegende Problematik** hinreichend zu lösen. Das Ergebnis stellt regionale und habitatspezifische Artengruppen von wiederkehrenden und hinreichend homogenen Artenverbindungen dar und nicht die Charakterisierung bzw. Postulierung von Assoziationen oder anderen Vegetationseinheiten.

1. Eine **a priori-Abtrennung der Gehölzgesellschaften** (Deckung > 50 %) als eigene Formation erfolgt zu Beginn.
2. Charakteristische Arten werden ausgewählt und die **Entwicklung von Artengruppen** in einem iterativen Optimierungsprozess nach der COCKTAIL-Methode durchgeführt, wobei immer wieder die maximalen Treuewerte anvisiert werden. Der Treuewert  $u_{hyp}$  ist abhängig von der Größe des Gesamtdatensatzes und der Größe der jeweiligen Gruppe. Als Wert für die Mindestgüte bzw. als Schwellenwert wurde zumeist  $u_{hyp} = 10$  gewählt. Abweichungen hiervon werden bei der jeweiligen Gruppenbeschreibung dokumentiert. Der Treuewert  $u$  ist hierbei nicht absolut zu betrachten, sondern als standardisierte Maßzahl für den Schwerpunkt einer Art (BRUELHEIDE 1995:47). Bei diesem Prozess wird die Art mit nächst höherer Treue in einer Gruppe eingebunden und darauf die Treue-Werte für die Gruppe neu berechnet. Abweichend von BRUELHEIDE (1995) wurde in Anlehnung an die Vorgehensweise von KÖCI et al. (2003:603) eine Art nur einer Gruppe zugeordnet, d. h. eine (mögliche) Zuordnung einer Art zu zwei oder mehreren Gruppen wird nicht umgesetzt. BURKART (1998:15) ordnet Arten nach der COCKTAIL-Methode auch mehreren Gruppen zu, versucht dies allerdings zur Vermeidung von Überschneidungen zu minimieren. In vorliegendem Gesamtdatensatz ist die „Gefahr“ von Überschneidungen noch viel deutlicher, so dass folglich bei dem Optimierungsprozess auch eine nachrangige Art gewählt werden kann, wenn die höherrangige bereits in einer anderen Gruppe optimaler eingebunden ist (siehe Pkt. 3). Eine Aufnahme von Arten in mehrere Gruppen würde bei vorliegendem Gesamtdatensatz zu sich stark überlappenden Gruppen führen. Ebenso wurde von KÖCI et al. (2003:603) beschrieben, dass bei der Integration neuer Arten darauf zu achten ist, dass diese nicht eine mehrfach höhere oder niedrigere Frequenz aufweisen, so dass das ökologische Optimum der integrierten Arten möglichst nahe beieinander liegt. Wenn alle Arten der Gruppe den Schwellenwert überschreiten, wird im nächsten Schritt die Gruppe weiter optimiert bzw. sollte das nicht der Fall sein, der Prozess abgebrochen, wenn der Charakter der Gruppe durch Aufnahme der nächsten Art inhaltlich geändert würde. Diese sukzessive Vorgehensweise ist notwendig, da die Treue-Werte der Arten in einer Gruppe sich anders darstellen als losgelöst von der Gruppe (BRUELHEIDE 1995:68).
3. Einzelne Arten **lassen sich mehreren Gruppen zuordnen** und werden der Gruppe mit dem höchsten Treue-Wert zugeteilt. Mit der Funktion „interspecific association“ im Programm JUICE können für jedes Artenpaar die Treue-Werte mit dem  $u_{hyp}$ -Wert angegeben und verglichen werden und folglich kann bei höherem  $u_{hyp}$ -Wert von einer höheren Affinität ausgegangen werden. Insofern lassen sich alle Treue-Werte zwischen den Arten einer Matrix entnehmen. Arten mit Beziehungen zu mehreren Gruppen deuten auch die „Verwandtschaft“ bzw. Überlappung von Artengruppen an, da Arten auf höherer Hierar-

chieebene meist durch hohe Frequenz und weniger hohe Treue ausgezeichnet sind, was im Zuge der Beschreibung der Artengruppen diskutiert wird.

4. Abweichend von der COCKTAIL-Methode erfolgt die Zuordnung der Aufnahmen mittels der **Deckungssummenmethode**, also anhand der maximalen Deckungsgradsumme der Leitarten einer Artengruppe. Haben Artengruppen in seltenen Fällen annähernd die gleichen Deckungssummen, so wird die Gruppe mit den meisten Leitarten gewählt. Ähnlich wie bei den logistischen Verknüpfungen nach BRUELHEIDE (1995) werden bei hier verwandter Methode nicht allen Gruppen durch die Deckungssummen Aufnahmen zugeordnet (Kap. 4.4.2.2., Pkte. 31-33).
5. Zeigen Arten nur sehr geringe Treuewerte zu anderen Arten und Gruppen, bilden aber dominierende Bestände, werden sie als **Dominante** herausgearbeitet und als eigene Gruppe aufgeführt (z. B. *Phalaris arundinacea*). Dies kann seine Ursache auch in einer geringen Frequenz haben, da seltene Arten gegebenenfalls keine statistisch abgesicherten Ergebnisse darstellen können (z. B. *Cynodon dactylon*). Mindestens 5 Datensätze mit Vorkommen seltener Arten werden zur Bildung von Artengruppen im Programm JUICE als statistisch notwendig erachtet (BRUELHEIDE 1995:45). In wenigen Fällen wurde bei seltenen und stenöken Arten in Anlehnung an BURKART (1998:16) hiervon abgewichen.
6. Als **Begleiter** werden bei der Zuordnung die Arten bezeichnet, welche bei der Bildung von Artengruppen nicht berücksichtigt werden konnten, aber einer Gruppe sehr nahe stehen und gegebenenfalls entscheidend bei der Abwägung der Zuordnung sind, wenn
  - zwei Gruppen hinsichtlich der Klassifizierung einer Aufnahme als gleichwertig einzustufen sind,
  - wenn die Begleiter selber in seltenen Fällen dominieren (z. B. *Agrostis stolonifera*) und einer Gruppe nahe stehen,
  - seltene Arten zwar sehr charakteristisch sind, aber statistisch nicht verifiziert werden können z. B. *Limosella aquatica*.
7. **Untergruppenbildung:** Die erste Klassifikation stellt zwei große Gruppen mit mehr als 100 Datensätzen (Pkt. 14: *Cuscuta europaea*-Gruppe und Pkt. 28: *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe) heraus. Die Bedeutung dieser großen Gruppen soll aufrechterhalten werden und der ubiquitäre Charakter vieler Leitarten ist an dieser Stelle durchaus erwünscht. Andererseits ist der Einfluss der weiteren herausgearbeiteten Gruppen und deren Verzahnung mit diesen Großgruppen darzustellen, so dass diese in Untergruppen untergliedert werden. Entscheidend hierbei sind die Einflüsse der mengenmäßig zweitrangigen Gruppe, wobei als Schwellenwerte die Arten der zweitrangigen Gruppe eine Deckung von mindestens 10 % der Gesamtdeckung oder mindestens 20 % der Deckung der dominanten Hauptgruppe aufweisen müssen. Hierbei wird die Krautschicht prioritär betrachtet. Ansatzweise wird durch diese Vorgehensweise auch ein hierarchisches Element dargestellt.
8. Deutliche Überschneidungen von Gruppen weisen auf zusammenfassende **Hauptgruppen** hin und deuten ebenfalls ein hierarchisches Element vorliegender Klassifikation an, welches mit den Treue-Werten der einzelnen Gruppen evaluiert wurde (siehe Abb. 27; Seite 188). Zudem sind solche Gruppenzusammenhänge auch durch Absenken des Schwellenwertes  $u_{hyp}$  zu verifizieren.

Folglich wird eine Vorgehensweise angewandt, welche in einem ersten Schritt charakteristische Gruppen basierend auf Präsenz-Absenz-Daten herauskristallisiert und in einem zweiten Schritt Aufnahmen basierend auf Dominanzwerten zuordnet.

Abb. 23 zeigt exemplarisch die Situation der Klassifikationsschritte der *Origanum vulgare*-Gruppe (Kap. 4.4.2.2; Pkt. 5) an. Hierbei sind mit der *Origanum vulgare*-*Hypericum perforatum*-Beziehung und der *Picris hieracioides*-*Daucus carota*-Beziehung zwei Kerne ersichtlich, wobei *Silene vulgaris* als verbindendes Element zu sehen ist. *Galium album* vermittelt zur *Arrhenatherum elatius*-Gruppe, während sich die *Sedum album*-Gruppe in einem eigenen Kern abgrenzt. *Pimpinella saxifraga* zeigt trotz starker Bindung sich nur als „Begleiter“, da die Gruppe in der Summe von den Einzelwerten der Treue abweichende Werte aufweist und *Pimpinella saxifraga* nicht mehr eindeutig integriert.

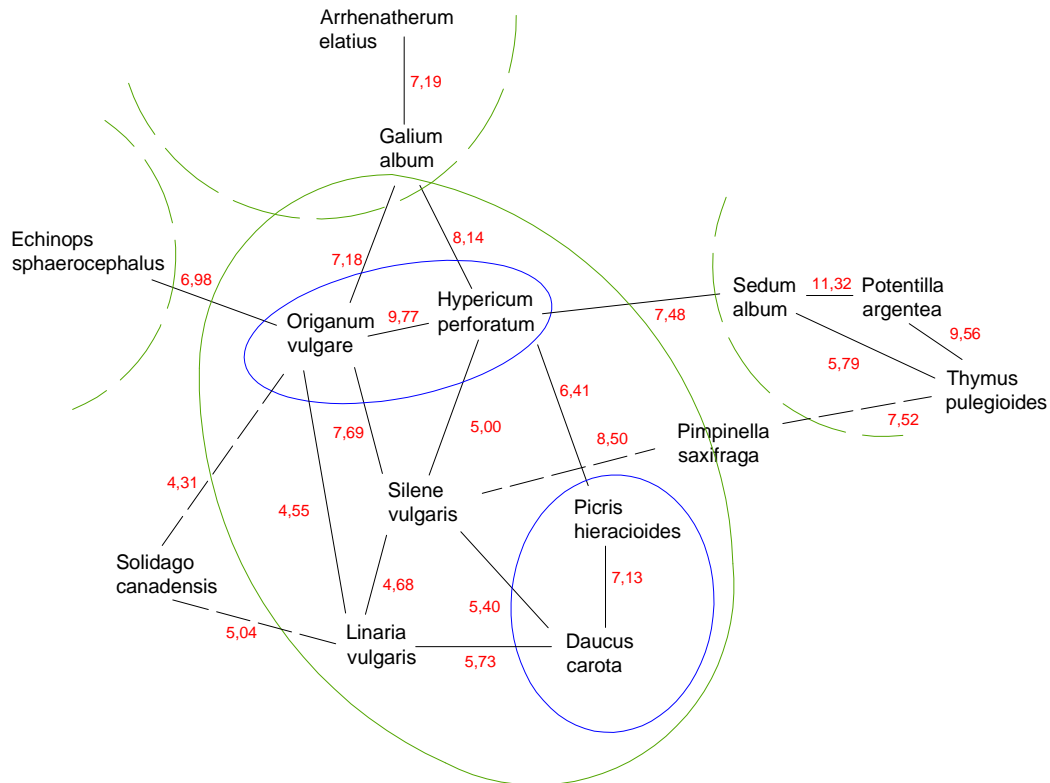


Abbildung 23: Klassifikationsbeispiel der *Origanum vulgare*-Gruppe (grün bzw. Kap. 4.4.2.2; Pkt. 5)  
rot:  $u_{hyp}$ -Werte; blau: „Kerne“ der *Origanum vulgare*-Gruppe

#### 4.4.2.2 Klassifizierung nach der modifizierten COCKTAIL-Methode

Insgesamt wurden mit der COCKTAIL-Methode 33 Artengruppen differenziert. Im Folgenden werden die Gruppen charakterisiert, wobei bei Übereinstimmung mit syntaxonomischen Einheiten zur Vermeidung von Wiederholungen auf Kap. 4.3 verwiesen wird.

Die jeweiligen Gruppen werden nach einer charakteristischen Art benannt, die Leitarten mit dem spezifischen Treuwert ( $u_{hyp}$ ) aufgeführt und die Gruppen zudem mit dem ungewichteten Mittelwert der Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 2001) der Leitarten umschrieben. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Zeigerwerte als jeweiliges Existenzoptimum zu sehen sind und nicht die konkreten Standortansprüche der spezifischen Art wiedergeben. Die Baumschicht wurde hierbei entsprechend der Empfehlungen von ELLENBERG et al. (2001:13) nicht berücksichtigt.

Die Daten hinsichtlich der ökologischen Primärstrategien (CSR-Strategie nach GRIME 1979) wurden KLOTZ & BRIEMLE (2002) entnommen, wobei die Autoren bei der Einstufung u. a. die Lebensform, die Blattlebensdauer, die Blattanatomie, aber auch die ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) verwandten und bei der Einstufung auch die Übergangszu-

stände zwischen den Strategietypen berücksichtigten. GRIME (1979) hat in seinem **CSR-Modell** ein bedeutendes Konzept zum Verständnis der Vegetationsdynamik erarbeitet. Als hier angeführte ökologische Primärstrategien sind zu nennen:

- C-Strategie (= Konkurrenzstrategie (**C**ompetitor)): langlebige, konkurrenzstarke Arten auf günstigen Standorten ohne Ressourcenbeschränkung und fast ohne Stress bei niedrigem Störungslevel
- S-Strategie (= **S**treßstrategie): Arten sind an extreme Standortbedingungen angepasst; langlebige Arten mit geringer Produktions- und Reproduktionsrate, aber hohem Stresslevel bei wenig Störungen
- R-Strategie (= **R**uderalstrategie): kurzlebige Arten mit schnellem Wachstum und hoher Samenproduktion, bei hohem Störungslevel und guter Ressourcenverfügbarkeit

So dominieren an Ufern beispielsweise in den Bereichen der Bidentetea aufgrund der besonderen Standortbedingungen therophytische R-Strategen, während in höheren Lagen über dem Mittelwasserspiegel mehr und mehr die K-Strategen vorherrschen.

#### 1: *Chenopodium rubrum*-Gruppe: 1 Aufnahme/Artenzahl: 24

<i>Chenopodium rubrum</i>	$U_{hyp} = 23,08$
<i>Persicaria lapathifolia</i> ssp. <i>brittingeri</i>	$U_{hyp} = 18,09$
<i>Chenopodium glaucum</i>	$U_{hyp} = 17,57$
<i>Plantago major</i> ssp. <i>major</i>	$U_{hyp} = 12,60$
<i>Juncus bufonius</i>	Begleiter
<i>Chenopodium ficifolium</i>	Begleiter

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	8,0	6,0	6,0	6,0	-	7,3

Deutlich spiegelt sich in dieser Gruppe die syntaxonomische Subassoziation des ‚Polygono brittingeri-Chenopodietum rubri chenopodietosum rubri‘ wider. Stärker nitrophile *Chenopodium*-Arten der *Chenopodium rubrum*-Gruppe sind nur selten dominant, so dass der Gruppe lediglich ein Datensatz zugeordnet wird. Die Gruppe greift stark ins Bidention über und findet sich in Fragmenten auch in wenigen Fällen angrenzend an vorgelagerten Weidensäumen. Die sehr hohen Hemerobie-Werte der Datenbank BIOLFLOR (KLOTZ & BRIEMLE 2002) sind in dem hier vorliegenden Zusammenhang nicht angebracht und beziehen sich überwiegend auf künstliche Flächen, wie z. B. Klärpolder.

#### 2: *Rorippa amphibia*-Gruppe: 15 Aufnahmen / Mittlere Artenzahl: 17,7

<i>Rorippa amphibia</i>	$U_{hyp} = 21,48$
<i>Persicaria hydropiper</i>	$U_{hyp} = 18,10$
<i>Veronica catenata</i>	$U_{hyp} = 17,83$
<i>Plantago uliginosa</i>	$U_{hyp} = 13,29$
<i>Lythrum salicaria</i>	$U_{hyp} = 11,42$
<i>Bidens frondosus</i>	$U_{hyp} = 11,19$
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	$U_{hyp} = 10,49$
<i>Rorippa sylvestris</i>	$U_{hyp} = 10,01$
<i>Limosella aquatica</i>	Begleiter
<i>Rumex hydrolapathum</i>	Begleiter
<i>Rumex obtusifolius</i>	Begleiter
<i>Persicaria amphibia</i>	Begleiter
<i>Veronica beccabunga</i>	Begleiter

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,0	6,0	4,4	8,1	6,1	6,4

Die *Rorippa amphibia*-Gruppe fasst Bidention-Arten zusammen, welche am Unteren Mittelrhein gern strömungsabseitige und schlammige-feinsandige Bereiche besiedeln. *Rorippa sylvestris* hat in dieser Gruppe seinen Schwerpunkt, wird allerdings auch häufig in der *Chenopodium rubrum*-Gruppe nachgewiesen und geringfügig seltener in der *Chenopodium album*-Gruppe, so dass die Art wie auch *Persicaria lapathifolia* ssp. *lapathifolia* die Gruppen 1-3 als Hauptgruppe in Anlehnung an die syntaxonomische Klasse der Bidentetea charakterisiert. *Persicaria lapathifolia* ssp. *lapathifolia* zeigt hierbei deutlich seine Position als Ordnungscharakterart der Bidentetalia auf.

SCHMITZ (2002) weist darauf hin, dass in fast jeder seiner Aufnahmen des Chenopodion am Niederrhein die Flutrasen-Art *Rorippa sylvestris* vertreten war. Die Gruppenbildung mit der COCKTAIL-Methode bestätigt dies und zeigt auch die Nähe von *Rorippa sylvestris* zu *Agrostis stolonifera* und damit zur *Festuca arundinacea*-Gruppe auf. Es zeigt sich deutlich, wie schwer an Ufern eine Art, die gleichzeitig das Rorippo-Agrostidetum stoloniferae bestimmt, aber auch als Charakterart die Klasse Bidentetea bezeichnet, abzugrenzen ist. Ein „reines“ Rorippo-Agrostidetum stoloniferae war insofern nicht zu erfassen, vielmehr reicht *Agrostis stolonifera* deutlich mehr in die *Festuca arundinacea*-Gruppe hinein, welche dem Potentillo-Festucetum arundinacea nahe steht und *Rorippa sylvestris* nähert sich der Gruppe aus dem Bereich der *Chenopodium rubrum*- und der *Chenopodium album*-Gruppe (Pkt. 3). DENGLER (2003:206) sieht sogar *Agrostis stolonifera* fälschlich als Kennart anerkannt, da sie in zahlreichen Klassen der Offenlandvegetation hochsteht.

Ebenso tendiert auch *Plantago uliginosa* leicht zur *Chenopodium rubrum*-Gruppe. Als Begleiter finden sich *Persicaria amphibia* und *Rumex obtusifolius* als eigentliche Potentillion-Arten in dieser Gruppe wieder.


*Solanum dulcamara* vermittelt zwischen der hier vorliegenden Gruppe und der *Urtica dioica*-Gruppe (Nr. 17).

Zudem zeigt die Gruppe den fließenden Übergang von **Elatino-Eleocharition-Arten** in das Bidention an, so dass Arten zweier verschiedener Klassen hier vereint werden. Auf die fließenden Übergänge hinsichtlich der Elatino-Eleocharition und Chenopodion machen auch KRUMBIEGEL (2003) an der Elbe und PHILIPPI (1984) am Oberrhein aufmerksam. TÄUBER & PETERSEN (2000) beschreiben sogar Bestrebungen in den Niederlanden (SCHAMINÉE et al. 1998), die *Limosella aquatica*-Bestände in die Bidentetea einzubinden. Auch DENGLER (2003:194) bzw. KIESSLICH et al. (2003:128) diskutieren die mögliche Zusammenfassung der Klassen Bidentetea und Isoëto-Nanojuncetea aufgrund gemeinsamer Klassendifferentialarten wie z. B. *Rorippa sylvestris*. *Limosella aquatica* gehört in vorliegender Untersuchung fest in die *Rorippa amphibia*-Gruppe, kann allerdings wegen der nur 4 vorliegenden Aufnahmen nicht statistisch integriert werden, was eine Reihe weiterer Arten ebenfalls betrifft wie z. B. *Rumex palustris*, *Rumex maritimus*, *Eleocharis palustris* etc. Tab. 56 demonstriert eine typische Vegetationsaufnahme dieser Gruppe, welche syntaxonomisch zwischen den Klassen der Isoëto-Nanojuncetea und der Bidentetea steht und obige Überlegungen einer Zusammenführung der Klassen unterstützen würde.

*Lythrum salicaria* leitet schon deutlich zu den höher gelegenen Artengruppen über (v. a. zur *Phalaris arundinacea*-Gruppe (Pkt. 10)), ist allerdings gut in der vorliegenden Gruppe platziert. Insbesondere bei langen, höheren Wasserständen im Sommer dominiert diese Art die Bidention-Bestände und weist hier deutlich ihren Schwerpunkt auf.

Auffällig ist, dass auch *Rumex hydrolapathum* (wenn auch nur in zwei Aufnahmen vorgefunden, aber in der Detailkartierung an 78 Standorten) einen Schwerpunkt in dieser Gruppe hat; ebenso wie die nicht in den Vegetationsaufnahmen erfasste *Butomus umbellatus*. Beide Arten haben interessanterweise zudem auch in den strömungsarmen, verschlammten Zwischenräumen von Wasserbausteinen im Bereich von Bühnen Ersatzstandorte gefunden, welche auf den ersten Blick nicht als Standorte von Bidention-Arten erscheinen. Sie weisen folglich Standorte sehr unterschiedlicher Ufertypen auf.

Tabelle 56: Aufnahmebeispiel der *Rorippa amphibia*-Gruppe bei km 618,6-r (30.08.2012)

Laufende Nummer	725	
Fläche	16 m²	
Aufnahmedatum	30.08.2012	
Lage (Rheinkilometrierung)	618,6-r	
Gesamtdeckung	20 %	
Artenzahl	14	
Exposition	-	
Inklination	0°	
Substrat	s	
<i>Rorippa sylvestris</i>	8 %	
<i>Lythrum salicaria</i>	3 %	
<i>Limosella aquatica</i>	3 %	
<i>Persicaria lapathifolia</i> ssp. <i>lapathifolia</i>	2 %	
<i>Chenopodium rubrum</i>	1 %	
<i>Salix viminalis</i>	1 %	
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	1 %	
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Eleocharis palustris</i> , <i>Potentilla supina</i> , <i>Chenopodium glaucum</i> , <i>Juncus</i> <i>bufonius</i> , <i>Persicaria lapathifolia</i> ssp. <i>brittingeri</i> , <i>Brassica nigra</i> , <i>Phalaris arundinacea</i>		Hammerstein

**3: *Chenopodium album*-Gruppe: 15 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 24,0**

<i>Chenopodium polyspermum</i>	$u_{hyp} = 18,18$
<i>Polygonum aviculare</i>	$u_{hyp} = 14,43$
<i>Chenopodium album</i>	$u_{hyp} = 13,82$
<i>Persicaria lapathifolia</i> ssp. <i>lapathifolia</i>	$u_{hyp} = 13,71$
<i>Atriplex prostrata</i>	$u_{hyp} = 12,10$
<i>Solanum nigrum</i>	$u_{hyp} = 10,75$
<i>Solanum lycopersicum</i>	$u_{hyp} = 10,32$
<i>Rumex conglomeratus</i>	Begleiter
<i>Rorippa palustris</i>	Begleiter

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	6,8	6,0	3,7	5,5	7,5	7,5

Therophytische Arten in Anlehnung an das feuchte *Chenopodium* bestimmen die klar abgrenzbare *Chenopodium album*-Gruppe. Sie steht der *Chenopodium rubrum*-Gruppe nahe, zu welcher sie Übergangsformen ausbildet und wird vor allem auf kiesigem Substrat vorgefunden. *Persicaria lapathifolia* ssp. *lapathifolia* findet zwar hier seinen Schwerpunkt, kann aber als verbindende Art zu den Gruppen 1 und 2 angesehen werden.

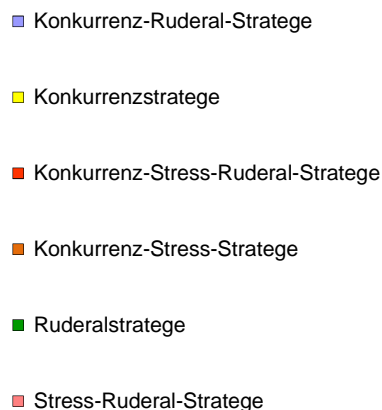
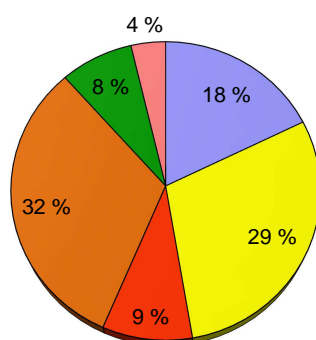
Die *Chenopodium album*-Gruppe stellt deutlich den syntaxonomischen Verband des *Chenopodium* dar, wobei WISSKIRCHEN (1995:129) als deutlichste Verbandscharakterart *Chenopodium polyspermum* hervorhebt, welche in der hier vorliegenden Gruppierung auch am stärksten eingebunden ist. Mit 23,6 Arten pro Aufnahme sind die hier zusammengefassten Aufnahmen im Schnitt die artenreichsten vorliegender Untersuchung.

In den Gruppen 1 und 3 zeigt sich deutlich die bereits von LOHMEYER (1970a) vorgefundene und von WISSKIRCHEN (1995:132) bestätigte Zweiteilung des *Polygono brittingeri*-*Chenopodietum rubri* in die Subassoziation ‚typicum‘ als *Chenopodium album*-Gruppe und das *Polygono brittingeri*-*Chenopodietum rubri* in die Subassoziation ‚*chenopodietosum rubri*‘ als *Chenopodium rubrum*-Gruppe (siehe Kap. 4.3.1.1).

Insgesamt bilden die Gruppen 1-3 eine eigene **Hauptgruppe** (Abb. 27; Seite 188) und umreißen die meist streifenförmigen und knapp unterhalb der Mittelwasserlinie vorgelagerten Gesellschaften der Bidentetea. Einzelne Arten lassen sich schwerer zuordnen (z. B. *Rorippa sylvestris*, *Persicaria lapathifolia* ssp. *lapathifolia*) oder gar nicht in eine Gruppe integrieren. Diese Arten charakterisieren insofern in dem hier spezifischen Untersuchungsraum besagte Hauptgruppe wie z. B. die für das Chenopodion typischen Begleiter aus der Gruppe der einjährigen Ackerunkräuter (z. B. *Tripleurospermum inodorum*, *Atriplex patula*), aber auch *Potentilla supina* und *Barbarea stricta*.

Auch KRUMBIEGEL (2003) zeigt an der Elbe auf, dass *Rorippa sylvestris* sowohl die schlammigen als auch die kiesig-sandigen Substrate in geringeren Deckungsgraden besiedelt und ordnet letztere Standorte aufgrund des Substrates auf Verbandsebene des Chenopodion an. Insofern wäre *Rorippa sylvestris* auf höherer Ebene hier als vermittelnde (Bidentetea-)Art einzustufen. Die Situation zeigt an dieser Stelle auch die schwierige Abtrennung der Potentillo-Polygonetalia (bzw. der Agrostietea) von der Bidentetea. Auch WISSKIRCHEN (1995:258) stellt fest, wie sehr *Rorippa sylvestris* die Gesellschaft des Rorippo-Agrostidetum mit dem darunter gelegenen Polygono-Chenopodietum verbindet. Hierbei ist festzuhalten, dass *Rorippa sylvestris*, auch wenn sie eine mehrjährige Art darstellt, am Unteren Mittelrhein teilweise deutlicher den Charakter einer Bidentetea-Art als den einer Potentillon-Art aufweist. Die Aussage aus Kap. 4.3.1.1, dass Chenopodion-Bestände (bzw. die *Chenopodium album*-Gruppe) mehr ruderale Arten beinhalten als Bidention-Bestände (bzw. die *Rorippa amphibia*-Gruppe), zeigt auch deutlich ein Vergleich aller Aufnahmen der hier formulierten Gruppen hinsichtlich der CSR-Strategietypen (Abb. 24).

***Rorippa amphibia*-Gruppe**



***Chenopodium album*-Gruppe**

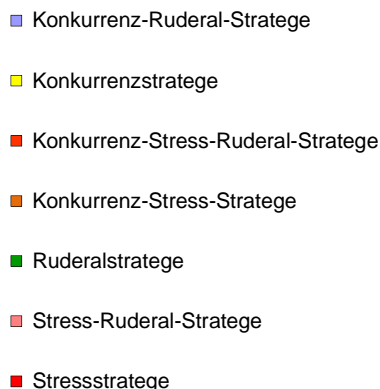
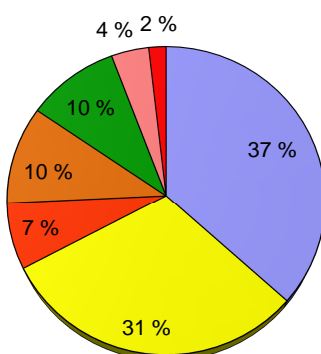


Abbildung 24: Vergleich der Strategietypen zwischen der *Rorippa amphibia*- und der *Chenopodium album*-Gruppe; Verteilung aller Arten der zugeordneten Aufnahmen



**4: *Arrhenatherum elatius*-Gruppe: 31 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 16,6**

<i>Arrhenatherum elatius</i>	$U_{hyp} = 19,52$
<i>Dactylis glomerata</i>	$U_{hyp} = 15,56$
<i>Medicago x varia</i>	$U_{hyp} = 13,86$
<i>Galium album</i>	$U_{hyp} = 12,19$
<i>Lolium perenne</i>	Begleiter

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,5	5,5	3,8	4,7	7,0	6,0

Insbesondere die gute Einbindung von *Medicago x varia* zeigt bei der *Arrhenatherum elatius*-Gruppe die Tendenz zu trockenen Arrhenathereten auf und zugleich den Übergang zu Gesellschaften des Dauco-Melilotion. *Achillea millefolium* steht der Gruppe ebenfalls nahe, betont aber im vorliegenden Datensatz mehr den ruderalen Flügel und konnte folglich besser in die *Artemisia vulgaris*-Gruppe aufgenommen werden. Überhaupt ist die Nähe der *Arrhenatherum elatius*-Gruppe zur *Artemisia vulgaris*-Gruppe offensichtlich; in diesem Zusammenhang ist die Anmerkung von DENGLE (2003:206) von Interesse, welcher *Galium album*, *Dactylis glomerata* und *Arrhenatherum elatius* als Ordnungscharakterarten der Arrhenatheretalia in Frage stellt, da diese Arten in anderen Gesellschaften wie z. B. den Artemisietea ähnlich häufig oder gar häufiger sind.

Die Gruppe zeigt zudem eine Nähe zur *Origanum vulgare*-Gruppe auf, was vor allem von *Galium album* betont wird, welches eine sehr breite Standortamplitude aufweist. *Hypericum perforatum* reicht wiederum von der *Origanum vulgare*-Gruppe in die *Arrhenatherum elatius*-Gruppe herüber, wobei es in erstere Gruppe allerdings besser eingebunden ist.

Deutlich distanziert sich die Gruppe hingegen von der *Cuscuta europaea*-Gruppe und insbesondere von der *Urtica dioica*-Gruppe, welche überwiegend Arten der Convolvuletalia enthalten.

29 der hier erfassten Aufnahmen sind in sehr stark verbauten Uferabschnitten gelegen. Die mittlere Steilheit liegt mit 25° deutlich über dem Durchschnitt von 16,8°, was nicht verwundert, da die Gruppe häufig an Deichflanken etc. vorzufinden ist.

Eine Aufnahme eines *Lolium perenne*-Bestandes steht im Gesamtdatensatz aufgrund der geringen landwirtschaftlichen Nutzung des Uferraumes relativ isoliert. *Lolium perenne* wurde als Begleiter der *Arrhenatherum elatius*-Gruppe zugeordnet.

**5: *Origanum vulgare*-Gruppe: 16 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 19,1**

<i>Origanum vulgare</i>	$U_{hyp} = 14,14$
<i>Silene vulgaris</i>	$U_{hyp} = 13,42$
<i>Picris hieracioides</i>	$U_{hyp} = 12,36$
<i>Daucus carota</i>	$U_{hyp} = 12,26$
<i>Hypericum perforatum</i>	$U_{hyp} = 11,75$
<i>Linaria vulgaris</i>	$U_{hyp} = 11,03$
<i>Pimpinella saxifraga</i>	Begleiter
<i>Solidago canadensis</i>	Begleiter

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,6	6,0	4,5	3,8	7,3	3,8

Die *Origanum vulgare*-Gruppe besteht aus zwei Kernen: *Picris hieracioides*/*Daucus carota* und *Hypericum perforatum*/*Origanum vulgare* (siehe Abb. 23; Seite 153). Im Wesentlichen erkennt man Elemente des Dauco-Melilotion, wobei mit *Origanum vulgare* allerdings auch

eine Ordnungscharakterart einer anderen syntaxonomischen Klasse im Mittelpunkt steht. *Hypericum perforatum* als schwache Trifolio-Geranietea sanguinei-Art leitet zu der *Arrhenatherum elatius*-Gruppe, aber auch zur *Sedum album*-Gruppe über.

Die Standorte der Aufnahmen sind fast ausschließlich auf Steinpflastern, an anthropogen überformten und steileren Bereichen gelegen. Auch SCHOLZ (2009) beschreibt in naturnahen Abschnitten das Dauco-Arrhenatheretum als die trockenste und höchst gelegene Gesellschaft der Elbe-Ufervegetation. Die Nähe der *Origanum vulgare*-Gruppe zur *Arrhenatherum elatius*-Gruppe bestätigt diese Ergebnisse auch an den anthropogen deutlicher überformten Bereichen des Unteren Mittelrheins. *Daucus carota* und *Linaria vulgaris* gelten als ausgesprochene Tiefwurzler, wobei *Linaria vulgaris* am schwächsten in vorliegende Gruppe eingebunden ist und als Rohbodenpionier auch Standorte der *Chenopodium album*-Gruppe besiedelt.

Interessanterweise steht auch *Clematis vitalba* der Gruppe nahe, welche als Kletterpflanze bei vollsonnigen Bedingungen Pflasterflächen überwächst. Allerdings weist diese Art eine breitere Standortamplitude auf und betont weitere Standorte: sie überklettert in halbschattigen Bereichen Wasserbausteine und besiedelt ebenso halbschattige Gehölzsituationen und charakterisiert hier mit einem bimodalen Verhalten sehr verschiedene Standorte.

Wie auch durch die nahe stehende *Solidago canadensis* werden durch vorliegende Gruppe überwiegend Steilufer bewachsen, wobei sich in gemähten, sonnigen Schneisen der Hektometersteine auch Bestände mit hoher Dominanz dieser Artengruppe auf weniger steilen Standorten bilden können. Mit 19,1 Arten im Mittel der zugeordneten Aufnahmen ist die *Origanum vulgare*-Gruppe mit der *Artemisia vulgaris*-Gruppe die artenreichste der hemeroben Gruppen.

#### 6: *Euphorbia cyparissias*-Gruppe: 1 Aufnahme/Artenzahl: 24

<i>Euphorbia cyparissias</i>	U <sub>hyp</sub> = 17,58
<i>Reseda lutea</i>	U <sub>hyp</sub> = 14,07
<i>Eryngium campestre</i>	U <sub>hyp</sub> = 12,11
<i>Agrimonia eupatoria</i>	U <sub>hyp</sub> = 10,84
<i>Verbascum nigrum</i>	U <sub>hyp</sub> = 10,49
<i>Oenothera biennis</i> agg.	U <sub>hyp</sub> = 10,24

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,8	5,2	4,0	3,7	7,8	4,3

Mit der *Euphorbia cyparissias*-Gruppe wird eine thermophile Gruppe abgetrennt, welche der folgenden *Sedum album*-Gruppe sehr nahe steht. Allerdings zeigen sich beide Startgruppen deutlich voneinander getrennt: *Euphorbia cyparissias* und *Eryngium campestre* bei der *Euphorbia cyparissias*-Gruppe bzw. *Sedum album*, *Potentilla argentea* und *Echium vulgare* bei der *Sedum album*-Gruppe.

Die gemittelten Ellenberg-Zahlen dieser Gruppe zeigen verglichen mit der *Sedum album*-Gruppe deutlich höhere Stickstoff, Feuchte- und Reaktionszahlen auf, so dass die Trennung der Gruppen trotz ihrer Nähe zueinander deutlich wird.

Auffällig ist die Treue von *Carex hirta* (Feuchtezahl: 6-wechselfeucht) zu *Oenothera biennis* agg., wobei sich *Carex hirta* allerdings in keine Gruppe integrieren lässt.

**7: *Sedum album*-Gruppe: 20 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 14,3**

<i>Potentilla argentea</i>	$u_{hyp} = 19,35$
<i>Echium vulgare</i>	$u_{hyp} = 16,02$
<i>Sanguisorba minor</i>	$u_{hyp} = 14,26$
<i>Thymus pulegioides</i>	$u_{hyp} = 14,00$
<i>Sedum sexangulare</i>	$u_{hyp} = 12,93$
<i>Berteroa incana</i>	$u_{hyp} = 12,34$
<i>Euphorbia seguieriana</i>	$u_{hyp} = 12,06$
<i>Petrorhagia prolifera</i>	$u_{hyp} = 10,43$
<i>Sedum album</i>	$u_{hyp} = 10,33$
<i>Campanula rotundifolia</i>	Begleiter
<i>Verbena officinalis</i>	Begleiter
<i>Isatis tinctoria</i>	Begleiter
<i>Acinos arvensis</i>	Begleiter

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	8,4	6,0	4,3	2,8	5,4	2,0

Die Gruppe wird im Wesentlichen aus Arten der Sedo-Scleranthetea zusammengesetzt, worauf auch die hohen Lichtzahlen und die geringen Feuchte- und Stickstoffzahlen hinweisen. *Berteroa incana* als eigentliche Dauco-Melilotion-Art wird nach OBERDORFER (2001) auch für stickstoffreiche Sedo-Scleranthetea angegeben und ist auch im Unteren Mittelrheintal deutlich an trockenere Gesellschaften außerhalb des Dauco-Melilotion gebunden. *Euphorbia seguieriana* und *Sanguisorba minor* weisen zudem auf einen höheren pH-Wert hin. *Campanula rotundifolia* steht *Sedum album* und vorliegender Gruppe so nahe, dass ein Datensatz in dem diese Art dominiert dieser Gruppe nachträglich zugeordnet wird, ohne allerdings, dass *Campanula rotundifolia* in die Gruppe aufgenommen werden konnte.

Auch *Verbena officinalis* steht der Gruppe nahe, besiedelt allerdings auch deutlich halbschattigere und tiefgründigere Standorte. Substrate dieser Gruppe sind fast ausschließlich Pflaster und Schlacken. Charakteristisch sind stark verbaute, steile und sonnenexponierte Ufer, welche zu 80 % westexponiert sind.

**8: *Melica ciliata*-Gruppe: 3 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 15,0**

<i>Seseli libanotis</i>	$u_{hyp} = 19,33$
<i>Artemisia absinthium</i>	$u_{hyp} = 19,33$
<i>Melica ciliata</i>	$u_{hyp} = 17,24$

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	8,0	6,5	5,3	3,0	7,3	4,0

Eine sehr thermophile und lichtliebende Artengruppe kommt im steileren Mittelrheinbereich von angrenzenden Felsen herab und prägt selbst die unmittelbaren Rheinufer. Die Gruppe kommt nur lokal und ausschließlich rechtsrheinisch vor; aufgrund der geringen Größe der Gruppe wird  $u_{hyp} = 15$  angesetzt. Die Befestigungen des Rheinufer werden durch die oligomesohemeroben Apophyten als Sekundärstandort im Bereich stark verbauter Ufer angenommen. Nahestehend ist die *Sedum album*-Gruppe zu sehen. *Campanula rotundifolia* steht ebenfalls der *Melica ciliata*-Gruppe näher, so dass sie als charakteristisch für die Hauptgruppe der Mauergesellschaften der *Sedum album*-, *Melica ciliata*- und *Cymbalaria muralis*-Gruppe zu sehen ist (siehe Abb. 27; Seite 188). *Chondrilla juncea* tendiert ebenso zu dieser Gruppe, ist allerdings nur in einer Vegetationsaufnahme erfasst und insofern statistisch nicht relevant auswertbar. Allerdings konnten außerhalb der Aufnahmen vom Verfasser weitere Standorte vorgefunden werden, welche diese Art deutlich in den Übergängen der *Melica ciliata*-Gruppe zur *Medicago lupulina*-Gruppe sehen.

**9: *Medicago lupulina*-Gruppe: 17 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 16,2**

<i>Medicago lupulina</i>	$u_{hyp} = 13,98$
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	$u_{hyp} = 13,21$
<i>Poa compressa</i>	$u_{hyp} = 11,89$
<i>Senecio inaequidens</i>	$u_{hyp} = 11,89$
<i>Erigeron canadensis</i>	$u_{hyp} = 11,45$
<i>Scorzonoides autumnalis</i>	$u_{hyp} = 10,37$
<i>Lactuca serriola</i>	Begleiter

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,7	6,0	3,5	4,0	7,3	4,8

Die *Medicago lupulina*-Gruppe stellt eine überwiegend rechtsrheinisch gelegene substratspezifische Gruppe von Arten da, welche fast ausschließlich in sonnigen Mauern und Pflastern vorzufinden sind. Besonders charakteristisch sind die Bestände von *Medicago lupulina*, *Erigeron canadensis* und insbesondere *Poa compressa* in Pflasterritzen. Ähnlich thermophil wie die *Sedum album*-Gruppe oder die näher stehende *Origanum vulgare*-Gruppe werden fast ausschließlich Pflasterstandorte (14 von 17 Aufnahmen) angezeigt. Im hemeroben Flügel der trockenen Ufergesellschaften wird die Gruppe nur noch von der noch thermophileren *Lepidium graminifolium*-Gruppe abgelöst, welche dann ausschließlich rechtsrheinisch vorzufinden ist.

In der vorliegenden Gruppe kommen deutlich Aspekte des Convolvulo-Agropyrion repentis zum Ausdruck. Wie bereits bei DENGLE (1997) beschrieben, ergibt sich auch in vorliegender Klassifikation keine deutliche „Klasse“ der Agropyreteea repentis. So tendiert beispielsweise *Poa compressa* als Ordnungscharakterart der Agropyretalia deutlich mehr zu den Sedo-Scleranthetea- bzw. Festuco-Brometea-Arten.

Weitere Arten auf den Standorten der *Medicago lupulina*-Gruppe sind *Arenaria serpyllifolia*, *Hieracium murorum* und *Hieracium sabaudum*, welche meist in geringen Abundanzen vorkommen. Im unteren Bereich der Uferbefestigung ist auch häufiger die Art *Scorzonoides autumnalis* vorzufinden, welche zu *Allium schoenoprasum* und damit zu den Agrostietalia-Gruppen (*Festuca arundinacea*- und *Inula britannica*-Gruppe) überleitet. *Taraxacum officinale* agg. gehört syntaxonomisch einer ganz anderen Klasse an, ist aber bei den hier spezifischen Standortbedingungen regelmäßig in geringen Abundanzen beigemischt. Die *Medicago lupulina*-Gruppe ist für diese regionalen, anthropogen überformten Uferbefestigungen sehr charakteristisch und weist, wie unter Kap. 4.5.1 weiter ausgeführt, hohe Hemerobie-Werte auf.

*Senecio inaequidens* als Störungszeiger findet hier seinen Schwerpunkt und leitet zu den ruderalisierten Ausbildungen der *Chenopodium album*-Gruppe über, um dort ebenfalls feinerdearmes Substrat vorzufinden.

**10: *Phalaris arundinacea*-Gruppe: 31 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 14,7**

<i>Phalaris arundinacea</i>	dominant
<i>Juncus compressus</i>	Begleiter

Zeigerwerte	L	T	K	F	R	N
(von <i>Phalaris arundinacea</i> )	7,0	5,0	-	8,0	7,0	7,0

Einzelne Arten bilden dominante Bestände, ohne höhere Treuwerte zu anderen Arten aufzuweisen. Deutlich ist dies bei dem Überschwemmungszeiger *Phalaris arundinacea*, welcher meist am Mittelwasser gelegen ist und von den Bidentetea-Gruppen (Gruppe 1-3) kommend mit *Rorippa sylvestris* höhere Treuwert aufweist (siehe Beispiel Tab. 60; Seite 192). Die Dominanz kommt auch dadurch zum Ausdruck, dass die mittleren Shannon-Indizes (sie-

he S. 216) der Aufnahmen nach der Zuordnung bei der *Phalaris arundinacea*-Gruppe einen der niedrigsten Werte des Gesamtdatensatzes aufweisen. *Phalaris arundinacea*-Bestände wurden auch in den Arbeiten von BURKART (1998) im Rahmen vegetationskundlicher Untersuchungen des Grünlandes an der Havel mittels der COCKTAIL-Methode als Dominanzbestände erfasst.

Landseitig grenzen Bestände der Convolvuletalia bzw. Bestände des Festucetum arundinacea an, wobei insbesondere die *Symphytotrichum*-Arten der *Phalaris arundinacea*-Gruppe nahe stehen. Die Gestaltung einer eigenen Artengruppe um die leicht höher gelegenen *Festuca arundinacea*-Bestände gestaltet sich hingegen viel deutlicher, welche sehr offensichtlich in Bestände der Convolvuletalia übergeht. Auffällig ist die Situation an unverbauten, sonnigen Flachufeln wie sie zwischen Sinzig und Bad Breisig (km 624,5-627,5-l), aber auch bei Bonn-Mehlem (km 643,0-644,0-l) vorkommen. Über mehrere Kilometer ziehen sich am Uferrand zum Mittelwasser *Phalaris arundinacea*-Bänder, welche landseitig scharf durch *Festuca arundinacea*-Bänder abgegrenzt sind. Letztere Art geht wiederum in die teils ruderalisierten und sonnigen Bestände des Senecionion über (Gruppe 14).

Schwierig gestaltet sich die Zuordnung von *Agrostis stolonifera* (siehe Pkt. 11) und *Juncus compressus*, welche gegebenenfalls gemeinsam auch als eigenständige Gruppe gesehen werden können. Diese wäre allerdings in sich nicht schlüssig, da die betreffenden Aufnahmen nach der Deckungssummenmethode zwischen der *Phalaris arundinacea*- und der *Festuca arundinacea*-Gruppe vermitteln, die einzelnen Arten aber in geringeren Abundanzen den Bidentetea-Gruppen sehr nahe stehen. *Juncus compressus* ist hierbei in den Bereich zwischen den Bidentetea-Gruppen und der *Phalaris arundinacea*-Gruppe zu stellen (Abb. 27; Seite 188) ohne aufgrund seines intermediären Verhaltens in eine Gruppe fest eingebunden werden zu können. Da der zuordnungsrelevante Datensatz mit einer höheren Abundanz der *Phalaris arundinacea*-Gruppe näher steht, wurde die Art als Begleiter positioniert.

#### 11: *Festuca arundinacea*-Gruppe: 58 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl:15,4

<i>Potentilla reptans</i>	u <sub>hyp</sub> = 17,34
<i>Achillea ptarmica</i>	u <sub>hyp</sub> = 14,71
<i>Festuca arundinacea</i>	u <sub>hyp</sub> = 11,13
<i>Plantago lanceolata</i>	u <sub>hyp</sub> = 10,76
<i>Rorippa austriaca</i>	u <sub>hyp</sub> = 10,71
<i>Potentilla anserina</i>	Begleiter
<i>Agrostis stolonifera</i>	Begleiter


gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,2	6,0	3,3	7,0	6,5	5,0

Verbreitet sind am Uferrand überwiegend lineare Bestände der *Festuca arundinacea*-Gruppe ausgebildet. Sie stellen ein häufig durchgehendes Band am Uferrand dar und bestimmen in 58 Zuordnungen die Vegetationsaufnahmen. Häufig sind ebenso Fragmente dieser Gruppe auch in Ufernähe in Höhe des Mittelwasserspiegels zu finden. Insofern ist die pflanzensoziologische Assoziation des Potentillo-Festucetum als Zentralassoziation des Potentillion anserinae im Untersuchungsraum auch in der COCKTAIL-Klassifikation sehr deutlich abgebildet (Tab. 57).

Deutlich wird hier am Beispiel des Gradienten senkrecht zum Wasserspiegel, wie die einzelnen Arten sich gegenseitig ergänzen. In der Summe ergibt sich hierbei folgendes Bild: Am Ufer lösen *Festuca arundinacea*-Bestände vom Wasserspiegel kommend häufig, aber bei weitem nicht immer, *Phalaris arundinacea*-Bestände ab. Zum Land läuft meist *Festuca arundinacea* deutlich weiter aus und wird mehr und mehr mit *Achillea ptarmica* durchsetzt, welches von den Flutrasen-Beständen zu den Beständen der Convolvuletalia überleitet.

Tabelle 57: Aufnahmebeispiel der *Festuca arundinacea*-Gruppe (28.07.2011)  
(rot: Leitarten der *Festuca arundinacea*-Gruppe)

Laufende Nummer	193
Fläche	16 m²
Aufnahmedatum	28.07.2011
Lage (Rheinkilometrierung)	km 623,15-l
Gesamtdeckung	98 %
Artenzahl	22
Inklination	33°
Exposition	E
Substrat	s
<i>Salix x rubens_S</i>	6 %
<i>Populus x canadensis_S</i>	4 %
<i>Festuca arundinacea</i>	35 %
<i>Phalaris arundinacea</i>	20 %
<i>Potentilla reptans</i>	15 %
<i>Achillea ptarmica</i>	10 %
<i>Symphyotrichum novi-belgii</i>	10 %
<i>Melilotus spec.</i>	4 %
<i>Rosa canina agg.</i>	3 %
<i>Solidago gigantea</i>	2 %
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Cuscuta europaea</i> , <i>Rorippa austriaca</i> , <i>Cuscuta gronovii</i> , <i>Rubus caesius</i> , <i>Rumex thyrsiflorus</i> , <i>Fallopia dumetorum</i> , <i>Armoracia rusticana</i> , <i>Vicia cracca</i> , <i>Arenaria serpyllifolia</i> , <i>Medicago lupulina</i> , <i>Chenopodium album</i> , <i>Potentilla anserina</i>	



Bad Breisig

Bad Breisig

An dieser Situation wird gut die Problematik der Klassifizierung eines Kontinuums ersichtlich. Sobald *Achillea ptarmica* in die *Festuca arundinacea*-Gruppe mittels der COCKTAIL-Methode eingebunden wird, tendiert die Gesamt-Treue der neu entstandenen Gruppe deutlich stärker zu *Vicia cracca*, welche hohe Treuewerte zu *Achillea ptarmica* aufweist. Mit integrierter *Vicia cracca* wiederum tendiert die neu entstandene Vegetationseinheit zunehmend zu weiteren Convolvuletalia-Arten und insbesondere zu *Melilotus altissimus*, welches wiederum sehr treu mit *Vicia cracca* verbunden ist. Insofern würde der „Kern“ der Gruppe wandern und das eigentliche Gruppenzentrum um *Festuca arundinacea* an die Gruppengrenze drängen bzw. ausschließen. Deshalb ist es wichtig, bei der Gruppengestaltung landseitig einen weiteren Kern im Bereich der Convolvuletalia zu setzen und beide Gruppen gegeneinander iterativ zu optimieren. Auch die synoptische Tabelle der  $u_{hyp}$ -Werte der hier skizzierten Klassifizierung zeigt, dass *Achillea ptarmica* in die *Festuca arundinacea*-Gruppe am schwächsten eingebunden ist und am deutlichsten zur *Cuscuta europaea*-Gruppe tendiert.

*Festuca arundinacea* geht folglich über einen weiteren Block aus *Achillea ptarmica*, *Vicia cracca* und neophytischen Asten über zu den Convolvuletalia-Arten, hat dort aber nur einen Nebenschwerpunkt. Dies belegen auch Aufnahmen des Cuscuto-Convolvuletum von OBERDORFER (1993a:150ff.) und LOHMEYER (1975:Tab. 5), welche *Festuca arundinacea* nicht in dieser Assoziation sehen. Das „übergreifende“ Vorkommen dieser Grasart am Unteren Mittelrhein ist sicherlich auch mit der deutlichen „Stauchung“ der Uferzonierung bei anthropogener Überformung und dem Eindringen in Kontaktgesellschaften zu verstehen. Auffällig ist, dass *Festuca arundinacea* an naturnahen Standorten geschlossener vorkommt und insbesondere an Pflasterstandorten oder Promenadenmauern noch weit oberhalb des Potentillon sich sogar mit Arten der *Artemisia vulgaris*-Gruppe vermischt.

Wie bereits bei der *Rorippa amphibia*-Gruppe beschrieben, zeigt *Agrostis stolonifera* ein intermediäres Verhalten zwischen dieser und der vorliegenden *Festuca arundinacea*-Gruppe auf. Hierbei tendieren die Bestände mit hohen Abundanzen deutlicher zur *Festuca arundi-*

*nacea*-Gruppe und wurden hier als teilweise dominanter Begleiter zugeordnet; Bestände mit geringeren Abundanzen zeigen zudem im Bereich der *Rorippa amphibia*-Gruppe einen deutlichen zweiten Schwerpunkt.

*Plantago lanceolata* findet in vorliegender Gruppe sein Optimum und leitet dabei zu der *Arrhenatherum elatius*-Gruppe, aber auch zur *Artemisia vulgaris*-Gruppe über und zeigt eine sehr breite Standortamplitude auf.

Offensichtlich sind auch Tendenzen zu der Klasse Artemisietea, wobei vor allem *Elymus repens* als verbindendes Element hervorzuheben ist. VERBÜCHELN (1990) begründet den auffällig hohen Anteil von *Elymus repens* in den Flutrasen des Niederrheins mit der überflutungsbedingten Stickstoffeutrophierung. In die tiefergelegene *Phalaris arundinacea*-Gruppe (bzw. das Phalaridetum arundinaceae) dringt jedoch *Elymus repens* kaum noch ein, so dass eine trockene Ausbildung dieser Gesellschaft wie von VERBÜCHELN (1990) beschrieben nicht beobachtet werden konnte bzw. lediglich ein sukzessives Zwischenstadium darstellt.

#### 12: *Inula britannica*-Gruppe: 3 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 14,7

<i>Inula britannica</i>	$u_{hyp} = 14,85$
<i>Allium schoenoprasum</i>	$u_{hyp} = 12,48$

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,5	6,0	6,0	7,0	7,0	4,5

Beide Arten bilden als Potentillion-Arten eine relativ geschlossene Gruppe und weisen zusammen mit der oben besprochenen *Festuca arundinacea*-Gruppe und *Phalaris arundinacea*-Gruppe verglichen mit den Bidentetea-Gruppen (Gruppen 1-3) auf relativ kurzfristige Überschwemmungen hin.

Die Abgrenzung von der *Festuca arundinacea*-Gruppe hat überwiegend edaphische Gründe. Beide Arten der *Inula britannica*-Gruppe besiedeln am Unteren Mittelrhein vorzugsweise Pflasterböschungen. 68 % aller Funde von *Allium schoenoprasum* und 50 % der Funde von *Inula britannica* sind an solchen anthropogen überformten Standorten zu finden, so dass diese Gruppe als „anthropogenes Potentillion“ angesehen werden kann. Durch ihre meist geringe Abundanz steuern die Leitarten allerdings nur selten zu einer Gesamteinstufung von Aufnahmen in diese Gruppe bei. Wie die *Humulus lupulus*-Gruppe (Pkt. 23) zeigt auch diese Gruppe ein hinsichtlich der Substrate bimodales Verhalten auf, wobei die hier zugeordneten Aufnahmen den weniger hemeroben Flügel zumeist auf natürlichen Felsstandorten betonen.

Durch Ansatz eines geringeren  $u_{hyp}$ -Wertes wäre auch eine Integration dieser Gruppe in die *Festuca arundinacea*-Gruppe möglich, wobei allerdings hierbei *Allium schoenoprasum* schwieriger zu integrieren ist und *Inula britannica* deutlicher in die *Festuca arundinacea*-Gruppe hineinreicht. Ebenfalls edaphisch bedingt ist die Nähe zu der *Silaum silaus*-Gruppe, welche wie die *Inula britannica*-Gruppe Pflasterböschungen präferiert.

Auffällig in diesem Zusammenhang sind die sehr unterschiedlichen Stickstoff-Zeigerzahlen beider Arten, wobei *Inula britannica* mit 7 die eutrophen Verhältnisse im Überschwemmungsbereich wiedergibt, *Allium schoenoprasum* allerdings mit einer Stickstoffzahl von 2 die lokalen Standortgegebenheiten völlig gegenteilig aufzeigt.



**13: *Artemisia vulgaris*-Gruppe: 45 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 19,9**

<i>Achillea millefolium</i>	$u_{hyp} = 15,56$
<i>Artemisia vulgaris</i>	$u_{hyp} = 15,54$
<i>Tanacetum vulgare</i>	$u_{hyp} = 15,21$
<i>Elymus repens</i>	$u_{hyp} = 13,36$
<i>Convolvulus arvensis</i>	$u_{hyp} = 11,59$

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,4	6,0	5,5	4,8	7,5	6,3

Ein gut erkennbarer Block stellt die Gruppierung um die Start-Gruppe von *Artemisia vulgaris* und *Tanacetum vulgare* dar; zwecks einer deutlichen Abgrenzung wurde hierbei  $u_{hyp} = 11$  gewählt. Der ruderale Aspekt der Uferhochstauden ist gerade in anthropogen stark überprägten Bereichen auffällig. Eine weite Amplitude weist hingegen die nicht einzubindende Art *Poa palustris* auf, deren Schwerpunkt zwischen der *Cuscuta europaea*-, der *Festuca arundinacea*- und der *Artemisia vulgaris*-Gruppe liegt und in letzterer den feuchten Flügel der Gruppe betont.

Sowohl die *Festuca arundinacea*-Gruppe als auch die *Cuscuta europaea*-Gruppe reichen deutlich in die *Artemisia vulgaris*-Artengruppe hinein und überlappen sich teilweise. Auf der anderen Seite steht auch die *Arrhenatherum elatius*-Gruppe nahe und leitet von dort zu den „trockenen Gruppen“ über. Von einer ähnlichen Situation berichtete LUDEWIG (1999:224) an anthropogen überformten Ufern der Saar. Insofern stellt die *Artemisia vulgaris*-Gruppe eine zentrale Schaltstelle zwischen den feuchtigkeitsliebenden Convolvuletalia- und Agrostietalia-Beständen mit geringer Nutzungsintensität zu den trockeneren Arrhenatheretalia-Beständen mit höherer Nutzungsfrequenz bzw. Mahdintensität dar. Diese Dreier-Gruppe ist syntaxonomisch nur schwer aufzutrennen, so dass die Leitarten auch kaum als Differentialarten im Sinne des Braun-Blanquet-Systems betrachtet werden können.

Die vorliegende Klassifikation mittels COCKTAIL-Gruppen arbeitet Unterschiede heraus, zeigt aber gleichermaßen auch deutlich die fließenden Übergänge auf. So vermittelt insbesondere *Elymus repens* stark zu der *Cuscuta europaea*-Gruppe; auf deren Bedeutung wurde bereits unter der Beschreibung des Tanaceto-Artemisietum hingewiesen (Kap. 4.3.5.1). *Achillea millefolium* vermittelt wiederum zur *Arrhenatherum elatius*-Gruppe, ist aber in der *Artemisia vulgaris*-Gruppe besser positioniert.

Würden andere Start-Arten gewählt werden bzw. würde der  $u_{hyp}$ -Wert auf 9 herabgesetzt, könnten die *Festuca arundinacea*-, *Artemisia vulgaris*- und die *Cuscuta europaea*-Gruppen in hohem Maße vereinigt werden, was einerseits nicht das Ziel der Klassifikation sein kann, andererseits die Homogenität der Ausgangsdaten und die Überlappung dieser Artengruppen aufzeigt. Insofern sind diese drei Gruppen wiederum als eine Hauptgruppe aufzufassen, welche Hinweise auf eine höhere Hierarchieebene im Bereich der Ufervegetation am Unteren Mittelrhein (siehe Abb. 27; Seite 188) gibt.

Die *Artemisia vulgaris*-Gruppe zeigt deutlich die starke Ruderalisierung der Uferstaudengesellschaften auf, wobei die hier zusammengefassten Aufnahmen größtenteils buntscheckige und mit 19,9 Arten im Mittel der zugeordneten Aufnahmen artenreiche Gesellschaften darstellen.

**14: *Cuscuta europaea*-Gruppe: 184 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 17,2**

<i>Vicia cracca</i>	$u_{hyp} = 18,56$
<i>Solidago gigantea</i>	$u_{hyp} = 14,65$
<i>Cuscuta europaea</i>	$u_{hyp} = 13,73$
<i>Melilotus altissimus</i>	$u_{hyp} = 12,76$
<i>Rubus caesius</i>	$u_{hyp} = 12,20$
<i>Cuscuta gronovii</i>	$u_{hyp} = 11,76$
<i>Symphyotrichum</i> div.	Begleiter
<i>Cuscuta lupuliformis</i>	Begleiter

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,3	5,7	5,0	6,8	7,5	7,2

Eine zentrale Kerngruppe der Uferhochstauden des Unteren Mittelrheins stellt die Gruppe um *Rubus caesius* und *Solidago gigantea* dar; der Schwellenwert  $u_{hyp} = 11$  wurde bei dieser Gruppe aufgrund der hohen Anzahl an zuordnungsrelevanten Aufnahmen gewählt. Beide Start-Arten sind im Untersuchungsraum hochfrequent vorhanden und stellen einen charakteristischen Block dar. Verschiedene *Symphyotrichum*-Arten wurden zur klareren Diagnose aufgrund ähnlicher ökologischer Eigenschaften hier zu *Symphyotrichum* div. zusammengefasst. Sie zeigen hohe Treuewerte zu dieser Gruppe auf, vermitteln aber auch deutlich zur *Festuca arundinacea*-Gruppe und damit zu den wasserseitig gelegenen Gesellschaften. Sie sind deshalb hier als Begleiter aufgeführt, wobei gerade *Symphyotrichum x salignum* in vorliegender Gruppe gut platziert ist.

Die Gruppe ist eng mit Übergängen aus der *Festuca arundinacea*-Gruppe und zur *Artemisia vulgaris*-Gruppe verzahnt. Verglichen mit den anderen Gruppen wird hier besonders die unterschiedliche Amplitude der einzelnen Arten offensichtlich. Wenn auch der Schwerpunkt von *Vicia cracca* in der hiesigen Gruppe zu sehen ist, so ließe sie sich durchaus der *Festuca arundinacea*-Gruppe oder gegebenenfalls auch der *Saponaria officinalis*-Gruppe zuordnen und zeigt so eine weite Standortamplitude verglichen z. B. mit den *Cuscuta*-Arten auf, welche nur in die hier vorgestellte Gruppe eingebunden sind. Aus der *Saponaria officinalis*-Gruppe mit zumeist Rohbodenpionieren reicht auch *Euphorbia esula* in die *Cuscuta europaea*-Gruppe hinein. *Vicia cracca*, eigentlich eine Klassencharakterart der Molinio-Arrhenatheretea, verhält sich an den Ufern des Unteren Mittelrheins deutlich als Convolvuletalia-Art und ist in den wassernahen Uferhochstauden hochfrequent.

Wenig Nähe zeigt allerdings die heliophile *Cuscuta europaea*-Gruppe mit weiteren Convolvuletalia-Arten der *Urtica dioica*-Gruppe. Hierbei sind zumeist edaphische Voraussetzungen ursächlich, da bei geeigneten Standortbedingungen *Urtica dioica* der Kratzbeere konkurrenzüberlegen ist und diese überwuchert (DENGLER 1997). Überhaupt haben *Melilotus altissimus* und auch *Solidago gigantea* eine leichte Tendenz zu der Ordnung Onopordetalia – diese Tendenz zu trockeneren Standorten schließt sich *Rubus caesius* an, wie im Folgenden ausgeführt wird. So ist die *Cuscuta europaea*-Gruppe verglichen mit der *Urtica dioica*-Gruppe deutlich als der trockenere Flügel der Convolvuletalia ersichtlich.

Insbesondere *Rubus caesius* weist eine breite Standortamplitude auf und ist häufig auch in Saumbereichen der Weichholzaue vorzufinden. Hierbei ist eine Tendenz von *Rubus caesius* zu ruderalisierten Beständen (DENGLER 1997), insbesondere zur *Artemisia vulgaris*-Gruppe, aus den hier vorliegenden Treue-Werten nicht erkennbar – die Treue-Werte zwischen z. B. *Elymus repens* und *Rubus caesius* liegen mit  $u_{hyp} = 0,6$  in einem irrelevanten Bereich und sind z. B. zu *Arrhenatherum elatius* mit  $u_{hyp} = -1,65$  deutlich negativ. Insofern sind trockenere *Rubus caesius*-Dominanzbestände, wie von DENGLER (1997) als ‚Elymo-Rubetum caesii ass. nov.‘ definiert, nicht mit den Dominanzbeständen an Ufern des Unteren Mittelrheins gleichzusetzen, auch wenn strukturelle Ähnlichkeiten bestehen wie z. B. eine starke Beschattung und Unterdrückung von Konkurrenzarten (siehe hierzu auch: *Cuscuta lupuliformis*-Rubetum

caesii; Kap. 4.3.4.1). Hierbei mag die Feststellung von DENGLE (1997) treffend sein, dass *Rubus caesius* in Süddeutschland den Verbreitungsschwerpunkt im Senecionion aufweist, in Nord- und Ostdeutschland hingegen zunehmend trockenere Standorte besiedelt und zum *Convolvulo-Agropyron repens* tendiert. Selbst die von DENGLE (1997) aufgeführten Belegaufnahmen der feuchteliebenden Subassoziation aus Nordostdeutschland weisen einen anderen Charakter auf verglichen mit hier vorliegenden Daten bzw. dem Aufnahmematerial von SCHMITZ & LÖSCH (1995) am Niederrhein. Dem Schritt des Autors, sämtliche *Rubus caesius*-Dominanzbestände aufgrund der großen Übereinstimmung der wesentlichen Begleitarten diesem Verband zuzuordnen, kann aufgrund des hier vorliegenden lokalen Datenmaterials nicht gefolgt werden.

Verglichen mit dem noch „dynamischeren Charakter“ der häufig angrenzenden *Festuca arundinacea*-Gruppe und erst recht der *Phalaris arundinacea*-Gruppe sind die Strategietypen der Konkurrenzstrategen in der *Cuscuta europaea*-Gruppe wesentlich deutlicher dominant wie Abb. 25 aufzeigt.

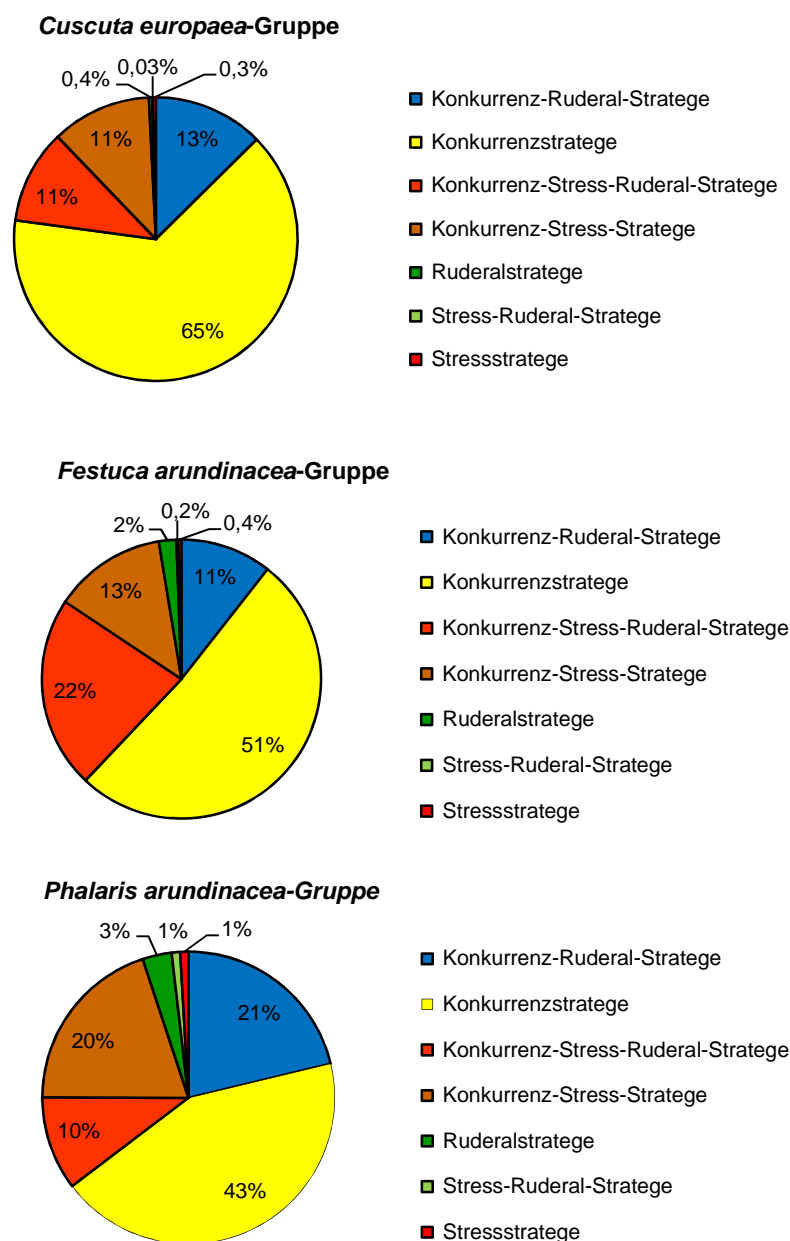


Abbildung 25: Strategietypen der *Cuscuta europaea*-, *Festuca arundinacea*- und der *Phalaris arundinacea*-Gruppe; Verteilung aller Arten der zugeordneten Aufnahmen

Die engen Grenzen zwischen der *Artemisia vulgaris*-, der *Festuca arundinacea*- und der *Cuscuta europaea*-Gruppe zeigen, dass hier ein schwierig aufzutrennender „Kern“ vorliegt. Wie unter Pkt. 13 (*Artemisia vulgaris*-Gruppe) bereits angeführt, wären mittels der COCKTAIL-Methode bei anderen Start-Arten auch von vorliegender Gliederung abweichende Gruppen generierbar. Durch Absenken des Schwellenwertes  $u_{hyp}$  auf lediglich 8 ließen sich auch *Achillea ptarmica*, *Artemisia vulgaris*, *Tanacetum vulgare*, *Elymus repens* und *Festuca arundinacea* in diese Gruppe integrieren. Die Gruppeneinteilung ist in der vorliegenden Form das Ergebnis eines Optimierungsprozesses. Insofern kann diesbezüglich von einer klar erkennbaren **Hauptgruppe** gesprochen werden (siehe Abb. 27; Seite 188), wobei die *Festuca arundinacea*-Gruppe den wechselfeuchten Flügel, die *Artemisia vulgaris*-Gruppe den ruderalen Flügel und die *Arrhenatherum elatius* einen Flügel mit höherer Pflegeintensität einnimmt, während die *Cuscuta europaea*-Gruppe als Zentralgruppe in Anlehnung an eine Zentralasoziation des Braun-Blanquet-Systems gesehen werden kann.

Bei der Abwägung zwischen Präsenz-Absenz-Werten und den Deckungsgraden bei der vorliegenden Klassifizierung wurden aufgrund der Spezifität des Gesamtdatensatzes zur Gruppenbildung die Präsenz-Absenz-Werte und zur Klassifikation der Datensätze die Deckungssummen gewählt. Dies hat zur Folge, dass insbesondere dominante und häufige Arten die Gruppen prägen was z. T. gewünscht ist, allerdings bei den häufigsten Arten *Rubus caesius* und *Solidago gigantea* bedeutet, dass eine große Gruppe gebildet wird, welche weitere Differenzierungen überprägt. Hierbei ist festzustellen, dass gerade diese beiden genannten Arten sicherlich auch weniger abundante Zeigerarten überlagern. Aus diesem Grund wurden alle Gruppen mit mehr als 100 Datensätzen in **Untergruppen** gegliedert, was die *Cuscuta europaea*-Gruppe (trockene Convolvuletalia) und die *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe (Salicetea) betrifft. Zur Untergliederung wurden die weiteren hier bereits beschriebenen Gruppen verwandt, so dass sich bei der *Cuscuta europaea*-Gruppe eine Kerngruppe heraus kristallisiert und Untergruppen mit Teilaspekten der weiteren Gruppen. Durch diese Vorgehensweise wird einerseits die Dominanz von *Rubus caesius* und *Solidago gigantea* als solche bewusst wahrgenommen und gleichzeitig werden die Einflüsse weiterer Gruppen differenziert. Neben den Untergruppen stellt sich hierbei eine Kerngruppe mit 52 Aufnahmen aus dominierenden Arten der vorliegenden Gruppe heraus.

#### Untergruppen (Nummerierung: Hauptgruppe.Untergruppe)

14.4	<i>Arrhenatherum elatius</i> -Gruppe	9 Aufnahmen
14.5	<i>Origanum vulgare</i> -Gruppe	6 Aufnahmen
14.6	<i>Euphorbia cyparissias</i> -Gruppe	1 Aufnahme
14.7	<i>Sedum album</i> -Gruppe	1 Aufnahme
14.9	<i>Medicago lupulina</i> -Gruppe	3 Aufnahmen
14.10	<i>Phalaris arundinacea</i> -Gruppe	5 Aufnahmen
14.11	<i>Festuca arundinacea</i> -Gruppe	19 Aufnahmen
14.13	<i>Artemisia vulgaris</i> -Gruppe	29 Aufnahmen
14.14	Kerngruppe mit überwiegender Arten der <i>Cuscuta europaea</i> -Gruppe	52 Aufnahmen
14.15	<i>Saponaria officinalis</i> -Gruppe	6 Aufnahmen
14.16	<i>Calamagrostis arundinacea</i> -Gruppe	8 Aufnahmen
14.17	<i>Urtica dioica</i> -Gruppe	5 Aufnahmen
14.18	<i>Helianthus tuberosus</i> -Gruppe	2 Aufnahmen
14.19	<i>Chaerophyllum bulbosum</i> -Gruppe	4 Aufnahmen
14.21	<i>Cymbalaria muralis</i> -Gruppe	1 Aufnahme
14.23	<i>Humulus lupulus</i> -Gruppe	2 Aufnahmen
14.26	<i>Rubus fruticosus</i> agg.-Gruppe	1 Aufnahme
14.28	<i>Brachypodium sylvaticum</i> -Gruppe	22 Aufnahmen
14.29	<i>Acer pseudoplatanus</i> -Gruppe	2 Aufnahmen
14.30	<i>Crataegus monogyna</i> -Gruppe	6 Aufnahmen

Deutlich ist hierbei die Dominanz der Übergänge zu der *Artemisia vulgaris*-Gruppe und der *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe, wobei erstere als deutlich ruderale Einflüsse und letztere als Sukzessionsstadien zur Weichholzaue aufzufassen sind. 19 Aufnahmen der *Festuca arundinacea*-Untergruppe zeigen wiederum die Übergänge zu den wasserseitig gelegenen Flutrasen an. Innerhalb der 52 Aufnahmen der Kerngruppe werden alleine 20 Aufnahmen von einer *Rubus caesius*-Dominanz und 10 Aufnahmen von einer *Solidago gigantea*-Dominanz von jeweils über 50 % Deckungsgrad bestimmt. Auffällig sind hingegen die wenigen Übergänge zur *Urtica dioica*-Gruppe, so dass sich auch auf dieser Ebene die unterschiedlichen standörtlichen Bedingungen beider Gruppen abbilden.

#### 15: *Saponaria officinalis*-Gruppe: 6 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 15,7

<i>Saponaria officinalis</i>	$u_{hyp} = 17,54$
<i>Euphorbia esula</i>	$u_{hyp} = 14,54$
<i>Melilotus albus</i>	$u_{hyp} = 13,29$
<i>Elymus caninus</i>	$u_{hyp} = 12,07$
<i>Asparagus officinalis</i>	Begleiter

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,5	6,0	4,3	4,5	7,3	5,7

Deutlich grenzt sich eine Artengruppe um die Leitart *Saponaria officinalis* ab, welche mit ihrem stark verzweigten Rhizom die Ufer besiedelt. An diesem Punkt sei auf die von LOHMEYER (1975) postulierte Subassoziation des ‚Cuscuta-Convolutum euphorbietosum esulae‘ hingewiesen (siehe Kap. 4.3.4.1). Treffend hatte der Autor den trockenen Flügel der Convolutetalia und dessen Übergang in den Onopordion-Verband erkannt.

LOHMEYER (1975) fasst in der oben genannten Subassoziation Bestände des Cuscuta-Convolutum mit u. a. den Differentialarten *Tanacetum vulgare*, *Euphorbia esula*, *Saponaria officinalis*, *Melilotus altissimus*, aber auch *Rubus caesius* auf feinerdearmen Böden als Rohbodenpioniere zusammen. Die allgegenwärtige *Solidago gigantea*, welche sich erst in den letzten ca. 40 Jahren nach der Publikation LOHMEYERS stark ausgebreitet hat, konnte vom Autor hingegen noch nicht in dem aktuellen Umfang erwähnt werden. In einem noch trockeneren Euphorbio esulae-Carduetum als Onopordion-Assoziation sieht LOHMEYER (1975) eine eigene Assoziation am Rheinufer auf Kies.

Zur Detailklärung der Situation wurden aus dem untersuchten Gesamtdatensatz die 89 Standorte extrahiert, welche als dominantes Substrat „Kies“ aufweisen, und hinsichtlich der Treue-Werte gesondert untersucht. Hierbei stellt sich heraus, dass insbesondere *Hypericum perforatum* und *Picris hieracioides* als Dauco-Melilotion-Arten der Start-Gruppe von *Euphorbia esula* und *Saponaria officinalis* nahe stehen.

Folglich kristallisiert sich im Bereich der Onopordetalia eine eigene Assoziation im Sinne von LOHMEYER nicht so deutlich heraus wie vom Autor postuliert und ein Euphorbio esulae-Carduetum kann nach hier vorliegenden Untersuchungen nicht abgeleitet werden. Wird allerdings die Assoziation von LOHMEYER (1975) außerhalb bestehender Gliederungssysteme als Schnittmenge der *Cuscuta europaea*- und *Saponaria officinalis*-Gruppen angesehen, so ist die Beobachtung von LOHMEYER gut nachvollziehbar und deutlich im Gelände als trockener Flügel der Convolutetalia erkennbar, welcher durchaus auch stark mit *Festuca arundinacea* angereichert sein kann. Allerdings kann der Einstufung von *Brassica nigra* in dieser Gruppe nicht gefolgt werden. Nach vorliegenden Ergebnissen geht *Melilotus altissimus* bereits in das typische Convolutum der *Cuscuta europaea*-Gruppe über. Auch wenn eine Nähe zu insbesondere *Euphorbia esula* vorliegt, ist es dort besser eingebunden. *Euphorbia esula* zeigt eine breite Standortamplitude auf und vermittelt vor allem zu der ruderaleren *Artemisia vulgaris*- und der *Calamagrostis epigejos*-Gruppe.

Auch sind mit der Nähe der *Artemisia vulgaris*-Gruppe und *Saponaria officinalis*-Gruppe die Beobachtungen einer *Saponaria officinalis*-*Agropyron repens*-Gesellschaft von KRAUSE (1983) zu verstehen (siehe Kap. 4.3.5.1). In dem Zusammenhang ist auch von Interesse, dass KRAUSE (1983) sich selber unklar war, ob seine oben geschilderten Bestände eher den Artemisietea oder den Agropyretalia zuzuordnen seien. Bestände des Convolvulo-Agropyron wiederum lassen sich, wie bereits unter Pkt. 9 ausgeführt, nur schwer im vorliegenden Datensatz ausdifferenzieren und gehen bei hier erfolgter Modellierung in die *Artemisia vulgaris*-, *Saponaria officinalis*- und *Calamagrostis epigejos*-Gruppen ein. Typische Agropyretalia-Arten wie *Rumex thyrsiflorus*, *Elymus repens* oder *Calamagrostis epigejos* ließen sich auch in einer Gruppe fassen, nur sind die einzelnen Arten in den hier benannten Gruppen deutlich besser positioniert.

Ein wenig überraschend ist an dieser Stelle die Einstufung von *Elymus caninus* in die *Saponaria officinalis*-Gruppe, welche aus dem nährstoffreicheren, halbschattigen Flügel der Auengesellschaften in diese Gruppe hineinreicht, letztendlich sich aber deutlich in vorliegender Gruppe positioniert. Vermutlich ist auch bei dieser Art die deutliche „Stauchung“ der Uferzonierung auf einen sehr schmalen Streifen ursächlich, wobei *Elymus caninus* aus dem trockeneren Saumbereich des Salicion herausdrängt. Die Glechometalia-Art ist auch immer wieder im Bereich von höher gelegenen Wasserbausteinen zu finden und tendiert von vorliegender Gruppe deutlich in Richtung der *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe.

*Asparagus officinalis* könnte mit einem Schwellenwert von  $u_{hyp} = 9$  auch in die Gruppe vollständig integriert werden und kennzeichnet insbesondere die sommertrockenen und humus-armen Standorte.

#### 16: *Calamagrostis epigejos*-Gruppe: 8 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 14,4

<i>Calamagrostis epigejos</i>	$u_{hyp} = 18,49$
<i>Equisetum arvense</i>	$u_{hyp} = 11,58$

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	6,5	5,0	7,0	~	-	4,5

Diese Kleingruppe überrascht auf den ersten Blick. *Calamagrostis epigejos* steht gerne höher über dem Mittelwasserspiegel (siehe Kap. 4.3.5.3) und wird von OBERDORFER (2001) als Artemisietea-Art, aber auch als Art der Pioniervegetation an Flussufern eingestuft, wo sie ruderale Halbtrockenrasen des Convolvulo-Agropyron bestimmt. Auch wenn *Equisetum arvense* eigentlich als Agropyretalia-Art angesehen wird, gilt die Art ebenfalls als Klassenart der Artemisietea und kann ruderale Flutrasenbestände typisieren (siehe Kap. 4.3.8.3). Die Treuewerte von *Equisetum arvense* zeigen deutlich seine starke Affinität zu ruderalen Beständen und nur marginal zu Flutrasen auf. Sie tendieren dabei in Richtung der *Cuscuta europaea*-Gruppe.

Auch KRUMBIEGEL (2003:330) findet an der Elbe ruderale Bestände mit *Equisetum arvense* als „trockene, ruderale Flutrasen“ und auch WISSKIRCHEN (1995:308) sieht sie als vermittelnd zwischen den Ordnungen Potentillo-Polygonetalia und Agropyretalia.

Beide in vorliegender Gruppe vorgefundenen Arten bilden hinsichtlich der Treuewerte eine deutliche Einheit und stehen der *Cuscuta europaea*-Gruppe nahe, wobei *Calamagrostis epigejos* hierbei auch ein wenig sich der trockeneren *Saponaria officinalis*-Gruppe nähert. Es ist davon auszugehen, dass die Gruppe als Zeiger für Unterbodenfeuchte einzustufen ist, welche als Standortfaktor hier wohl ausschlaggebend sein wird, wobei in 5 Aufnahmen im Bereich von Pflasterböschungen *Equisetum arvense* bis in die mittleren Höhen hinabreicht und *Calamagrostis epigejos* den oberen Bereich der Böschung bestimmt. Beide Arten stellen ausgeprägte Tiefwurzler dar. An diesem Punkt sind weitere Untersuchungen notwendig, welche die statistische Varianz hinsichtlich der minimalen und maximalen Höhe einer Art in Bezug zum Wasserspiegel ausdrücken (Kap. 4.5.2.9).

**17: *Urtica dioica*-Gruppe: 26 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 15,3**

<i>Galium aparine</i>	$U_{hyp} = 14,57$
<i>Impatiens glandulifera</i>	$U_{hyp} = 14,47$
<i>Brassica nigra</i>	$U_{hyp} = 12,54$
<i>Calystegia sepium</i>	$U_{hyp} = 11,72$
<i>Stellaria nemorum</i>	$U_{hyp} = 11,32$
<i>Urtica dioica</i>	$U_{hyp} = 10,28$
<i>Stellaria aquatica</i>	Begleiter

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	6,4	6,5	3,8	7,0	6,7	7,8

Auch aus Kennarten der Convolvuletalia bzw. Klassencharakterarten der Galio-Urticetea bestehend, stellt diese Artengruppe eine von der *Cuscuta europaea*-Gruppe deutlich getrennte Einheit dar, welche am ehesten noch die syntaxonomische Einheit des ‚Cuscuto-Convolvuletum typicum‘ ausdrückt. Ausschlaggebend sind hier die viel feineren, sandigen-lehmigen Substrate, welche von den nitrophytischen Kräutern benötigt werden, was bereits LOHMEYER (1975) für diese Arten betonte.

KRAUSE (1982) findet *Urtica dioica* am Rhein bei Bonn im Bereich der unteren Hartholzaue und verweist darauf, dass die edaphischen Voraussetzungen erst hier gegeben seien. Allerdings ist im hier betrachteten Untersuchungsraum durchaus außerhalb der vom Autor benannten Zonierung *Urtica dioica* auch für die Weichholzaue bezeichnend. Wenige Vorkommen der vorliegenden Vegetationseinheit auf Pflastern sind durch eine starke Übererdung zu verstehen bzw. es sind in wenigen Aufnahmen bereits geringe Deckungsgrade für die hier angewandte Klassifizierung ausschlaggebend. Die Gruppe steht der *Helianthus tuberosus*-Gruppe nahe. *Rubus caesius* ist als Begleiter immer wieder vorhanden, wird aber von den wuchsstarken Stauden überwachsen und ist in der unteren Krautschicht nur von geringer Bedeutung.

Außerdem ist die Nähe zu der Weichholzaue und den damit halbschattigen Standorten deutlich, welche besonders von *Urtica dioica* präsentiert werden. Von der *Cuscuta europaea*-Gruppe dringt am meisten noch *Cuscuta europaea* hier ein, was wiederum auch von SCHMITZ & LÖSCH (1995) bestätigt wird, welche eine *Cuscuta lupuliformis*-Assoziation mit *Rubus caesius* auf stark besonnten und feinerdearmen Substraten von einem ‚Cuscuto europaea-Calystegietum TX. 1947‘ auf deutlich schattigeren und feinerdereicheren Standorten abgrenzen.

Hingegen verbindet *Impatiens glandulifera* und *Solidago gigantea* als dominante Neophyten beider Gruppen nur ein geringer Treuewert von 1,7, welcher statistisch als nicht relevant anzusehen ist.

Auch der Übergang zu den Gruppen 1-3 der Bidentetea ist deutlich. Beispielsweise tendiert *Stellaria aquatica* mit geringeren Treuewerten gleichzeitig in die *Urtica dioica*-Gruppe und in die Bidentetea-Gruppen und stellt hier wieder einmal einen kontinuierlichen Übergang der Klassifizierung dar. Folglich kann die Convolvuletalia-Art *Stellaria aquatica* nicht konsequent in die Gruppe eingebunden werden.

Noch deutlicher drückt dies die Präferenz von *Brassica nigra* aus, dessen syntaxonomische Stellung unter Kap. 4.3.1.1 diskutiert wurde. *Brassica nigra* fügt sich gut in die hier vorliegende Gruppe ein, zeigt aber auch eine deutliche Tendenz zu der *Chenopodium album*- und ebenfalls zur *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe, wobei sich die Zuordnungsproblematik auch in den hier vorliegenden Treuewerten widerspiegelt. Der Schwerpunkt ist sowohl im Untersuchungsgebiet, als auch im hier betrachteten Untersuchungszeitraum aber im Bereich der Convolvuletalia zu sehen und weniger im Bereich des Chenopodion.



Auch steht *Carduus crispus* ebenso wie *Arctium lappa* der Gruppe nahe; beide Arten besetzen intermediär den Übergangsbereich zur *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe. *Arctium lappa* ist aber noch häufiger, wenn auch zumeist vegetativ und nicht fruktifizierend in lichten Übergangsbereichen der *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe zu finden, so dass sie in besonderem Maße die Nähe beider Gruppen betont.

Mit nur einem Vorkommen in den Vegetationsaufnahmen konnte *Dipsacus pilosus* nicht in die numerische Statistik eingebunden werden, ist aber nach Inaugenscheinnahme der vorkommenden Standorte ebenfalls der *Urtica dioica*-Gruppe nahestehend.

#### 18: *Helianthus tuberosus*-Gruppe: 13 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 14,1

<i>Bromus inermis</i>	$u_{hyp} = 15,85$
<i>Helianthus tuberosus</i>	$u_{hyp} = 14,43$
<i>Phragmites australis</i>	$u_{hyp} = 11,40$
<i>Cirsium arvense</i>	$u_{hyp} = 11,03$

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,8	5,7	7,0	6,7~	7,3	6,8

Die *Helianthus tuberosus*-Gruppe stellt eine schwierig zu verstehende Gruppe mit intensiven Übergängen zu benachbarten Gruppen dar, wird jedoch basierend von den Treuwerten deutlich abgegrenzt. Charakteristisch für diese Gruppe ist, dass einzelne Leitarten in sehr unterschiedliche Richtungen weisen. Insgesamt steht sie der *Chaerophyllum bulbosum*-Gruppe nahe. Auch an dieser Stelle zeigt sich die Nähe beider Arten, welche in der Syntaxonomie nach Braun-Blanquet z. B. von LOHMEYER & SUKOPP (1992) an der Ahrmündung als *Helianthus tuberosus*-Fazies des *Chaerophylletum bulbosi* beschrieben wird.

Die Einbindung von *Helianthus tuberosus* kann mit der Höhe über dem Wasserspiegel erklärt werden. LOHMEYER (1975) veröffentlichte bereits Aufnahmen, in denen die Konkurrenz von *Chaerophyllum bulbosum* und *Helianthus tuberosus* im Mittelpunkt steht. Beide Arten vertragen keine längeren Überschwemmungen. *Cirsium arvense* verbindet ebenso deutlich zur folgenden *Chaerophyllum bulbosum*-Gruppe und wird nach OBERDORFER (1993a) neben der Bedeutung als Klassencharakterart der Artemisietea auch als bezeichnender Begleiter des *Chaerophylletum bulbosi* gesehen. Allerdings tendiert *Cirsium arvense* ebenso zu den schattigeren Rändern der Weichholzauen, so dass die Art schwer zu positionieren ist, aber in der *Helianthus tuberosus*-Gruppe den verbindenden Charakter zur *Chaerophyllum bulbosum*-Gruppe und den Gehölzbeständen betont. *Bromus inermis* vermittelt von der Gruppe zu den trockenen Arrhenathereten, verträgt aber als tiefwurzelnder Kriechpionier durchaus vorübergehende Feuchtigkeit (SCHMITZ & LÖSCH 1995).

Letztendlich ist auch auf die Übergänge von *Helianthus tuberosus* zu den Senecionion-Gruppen (*Urtica dioica*- und *Cuscuta europaea*-Gruppe) hinzuweisen. Insofern könnte hier von einem trockeneren Flügel der Senecionion-Gruppen gesprochen werden, welcher zu der noch ein wenig höher gelegenen *Chaerophyllum bulbosum*-Gruppe überleitet.

Die Einbindung von *Phragmites australis* ist hier als Landschilf zu sehen, auch wenn bei den wenigen größeren Vorkommen eine Ansabung teilweise nicht völlig ausgeschlossen werden kann. Durch hohe Dominanz sowohl von *Helianthus tuberosus* als auch von *Phragmites australis* sind die Aufnahmen dieser Gruppe im Mittel mit 14,1 Arten relativ artenarm.

**19: *Chaerophyllum bulbosum*-Gruppe: 1 Aufnahme/Artenzahl: 6**

<i>Heracleum sphondylium</i>	$U_{hyp} = 19,62$
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	$U_{hyp} = 10,96$

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,0	5,5	3,5	6,0	8,0	8,0

Mit der *Chaerophyllum bulbosum*-Gruppe grenzen sich zwei Glechometalia-Arten in einer kleinen Gruppe ab. An dieser Stelle kann prinzipiell auf die Beschreibung des Chaerophylletum bulbosi unter Kap. 4.3.4.2 verwiesen werden.

Von höher gelegenen Flächen strahlt *Chaerophyllum bulbosum* auch in das Convolvuletum aus (siehe auch OBERDORFER 1993a:150), wo es aber selten bestandsbildend ist, es sei denn, es ist im oberen Bereich von hohen Böschungen gelegen.

*Heracleum sphondylium* wird auch von GLAHN (2001) als Ordnungscharakterart der Glechometalia hochstet im Chaerophylletum bulbosi beschrieben. Des Weiteren besteht eine besondere Nähe zu der *Arrhenatherum elatius*-Gruppe mit *Dactylis glomerata* und *Arrhenatherum elatius*, wobei diese Arten ebenfalls von GLAHN (2001) als Begleiter des Chaerophylletum bulbosi angegeben werden. SIEDENTOPF (2006) stellt diese Gesellschaften zu einer Subassoziation des ‚Chaerophylletum bulbosi arrhenatheretosum‘, welche auch die hier vorgefundenen Bestände gut umschreibt.

Nahebei ist auch wie bereits oben beschrieben *Cirsium arvense*, welches von GLAHN (2001) bei der Umschreibung des Chaerophylletum bulbosi als Begleiter erwähnt wird, allerdings in der *Helianthus tuberosus*-Gruppe sich noch treffender einpasst.

Die zunehmende Bedeutung von *Chaerophyllum bulbosum* als Saumart infolge anthropogener Eingriffe und die Entwicklung von Ersatzgesellschaften der Hartholzaue zeigt auch in weiteren Untersuchungen (z. B. SIEDENTOPF 2006:120) die Schwierigkeit der syntaxonomischen Einstufung dieser Art auf. KOPECKÝ (1984) betont ebenfalls den Apophytisierungsprozess von *Chaerophyllum bulbosum* und leitet diesbezüglich anthropogene Derivatgesellschaften ab.

**20: *Echinops sphaerocephalus*-Gruppe: 2 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 18,5**

<i>Salvia pratensis</i>	$U_{hyp} = 18,18$
<i>Echinops sphaerocephalus</i>	$U_{hyp} = 18,11$
<i>Centaurea scabiosa</i>	$U_{hyp} = 16,23$
<i>Silene latifolia</i> ssp. <i>alba</i>	$U_{hyp} = 10,42$
<i>Allium oleraceum</i>	Begleiter

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,8	6,3	5,7	3,5	8,0	5,5

Die *Echinops sphaerocephalus*-Gruppe vermittelt zwischen der *Sedum album*-Gruppe (dort vor allem mit *Berteroa incana*) und der *Origanum vulgare*-Gruppe, aber auch zur *Arrhenatherum elatius*-Gruppe und ist insofern als der trockenste Flügel der Arrhenathereten zu beschreiben.

Die Standorte liegen im Bereich einer sehr warmen rechtsrheinischen Steilböschung vor dem Deich in Neuwied und sind stark west-exponiert. In unmittelbarer Nähe zu dem Standort zeigen auch die Arrhenathereten der westlich orientierten Deichflanken mit dominierender *Arrhenatherum elatius*-Gruppe eine deutliche Tendenz zur *Echinops sphaerocephalus*-Gruppe. Ansätze diesbezüglich sind auch an weiteren Hafendämmen erkennbar.

**21: *Cymbalaria muralis*-Gruppe: 5 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 12,6**

<i>Epilobium collinum</i>	$u_{hyp} = 22,33$
<i>Asplenium trichomanes</i>	$u_{hyp} = 22,33$
<i>Hylotelephium maximum</i>	$u_{hyp} = 21,17$
<i>Polypodium vulgare</i>	$u_{hyp} = 15,78$
<i>Cymbalaria muralis</i>	$u_{hyp} = 10,43$
<i>Rumex scutatus</i>	Begleiter

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	6,6	5,5	3,8	4,6	4,3	3,0

Diese Gruppe ist nur durch wenige Aufnahmen belegt, wobei eigentlich nur *Cymbalaria muralis* und *Hylotelephium maximum* hier als Kern anzusehen sind. Es sind überwiegend schattige bis halbschattige Mauerstandorte als Habitate zu nennen, was sich auch deutlich in der mittleren Lichtzahl ausdrückt. Die Präferenz von *Cymbalaria muralis* für anthropogene Mauerstandorte wies auch GROTE (2001) durch eine hohe Korrelation mit Siedlungsstrukturen nach. *Hylotelephium maximum* leitet bereits zu der trockeneren und sonnigeren *Melica ciliata*-Gruppe über.

*Rumex scutatus* steht als Begleiter zwischen der *Cymbalaria muralis*- und der *Melica ciliata*-Gruppe und ist trotz einer Lichtzahl von 8 immer wieder auch auf halbschattigen Mauern zu finden. Ebenso trifft dies auf *Campanula rotundifolia* zu, welche auch deshalb in die *Sedum album*-Gruppe nicht vollständig integriert werden kann, da auch sie halbschattige Strukturen toleriert.

**22: *Eragrostis minor*-Gruppe: 1 Aufnahme/Artenzahl: 12**

<i>Digitaria sanguinalis</i>	$u_{hyp} = 21,17$
<i>Eragrostis minor</i>	$u_{hyp} = 18,21$
<i>Echinochloa crus-galli</i>	$u_{hyp} = 11,86$

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,0	7,0	4,3	4,0	5,0	5,7


Die *Eragrostis minor*-Gruppe weist nur eine zugeordnete Aufnahme auf, welche allerdings eine eindeutige Klassifizierung ermöglicht und besteht aus einjährigen Wärmezeigern. Auf Kiesflächen ist die *Eragrostis minor*-Gruppe aus therophytischen Ruderalstrategen z. B. der Promenade von Bonn-Beuel (km 652,5-654,5-r) häufiger vorgelagert. Sehr trockene und feinerdearme Böden leiten im Kies zu Chenopodion-Gesellschaften über. *Scorzonoides autumnalis* findet hier ebenfalls einen weiteren Schwerpunkt.

Interessanterweise stellen alle drei kennzeichnenden Arten dieser Gruppe C<sub>4</sub>-Pflanzen dar (siehe Kap. 4.2.3). Zudem ist auch das dieser Gruppe naheliegende *Cynodon dactylon* (siehe Abb. 27; Seite 188 bzw. Gruppe 25) als weitere C<sub>4</sub>-Pflanze auf rechtsrheinischen und folglich warm-trockenen, offenen Kiesflächen vorzufinden. *Portulaca oleracea* und *Amaranthus emarginatus* als weitere C<sub>4</sub>-Pflanzen stehen der Gruppe ebenso nahe, wurden allerdings nur jeweils in zwei Aufnahmen erfasst und konnten folglich nicht zugewiesen werden.

Zur Demonstration dieser Gruppe sei an dieser Stelle eine Aufnahme außerhalb der systematisch angefertigten Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 2013 angeführt, um die *Eragrostis minor*-Gruppe zu umschreiben (Tab. 58).

Tabelle 58: Aufnahmebeispiel der *Eragrostis minor*-Gruppe; Aufnahme bei km 652,2-r außerhalb der systematisch erhobenen Vegetationsaufnahmen (rot: C<sub>4</sub>-Arten) (28.08.2013)

Laufende Nummer	-
Fläche	16 m²
Aufnahmedatum	28.08.2013
Lage (Rheinkilometrierung)	km 652,2-r
Gesamtdeckung	25 %
Artenzahl	16
Inklination	2°
Exposition	W
Substrat	k
<i>Digitaria sanguinalis</i>	12 %
<i>Amaranthus bouchonii</i>	8 %
<i>Artemisia vulgaris</i>	2 %
<i>Rorippa sylvestris</i>	2 %
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	1 %
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Portulaca oleracea</i> , <i>Eragrostis minor</i> , <i>Plantago lanceolata</i> , <i>Chenopodium album</i> , <i>Chenopodium polyspermum</i> , <i>Persicaria lapathifolia</i> ssp. <i>lapathifolia</i> , <i>Populus x canadensis</i> , <i>Solanum decipiens</i> , <i>Setaria viridis</i> , <i>Medicago lupulina</i> , <i>Galinsoga quadriradiata</i>	



Bonn-Beuel

**23: *Humulus lupulus*-Gruppe: 11 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 14,6**

<i>Silene baccifera</i>	u <sub>hyp</sub> = 12,51
<i>Humulus lupulus</i>	u <sub>hyp</sub> = 12,27
<i>Aristolochia clematitis</i>	u <sub>hyp</sub> = 11,31
<i>Fallopia dumetorum</i>	u <sub>hyp</sub> = 10,74

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	6,3	6,3	3,5	6,5	7,3	7,5

Schleiergesellschaften zeigen sich in der *Humulus lupulus*-Gruppe in Anlehnung an die von PASSARGE (1993) beschriebenen Vegetationseinheiten der Elbe (Kap. 4.3.4.1). Hierbei weist der Autor auf Gesellschaften mit der Zusammensetzungen der auch hier vorgefundenen Leitarten auf höher gelegenen Auenstandorten hin, welche allerdings im Gegensatz zum hier vorliegenden Datensatz an der Elbe noch deutlicher von Schleiergesellschaften mit *Calystegia sepium* distanziert werden konnten. Allerdings wären am Unteren Mittelrhein vorgefundene Aufnahmen nicht als ‚*Fallopia dumetorum*-Cucubaletum bacciferi Passarge (1965)‘ im Sinne von PASSARGE (1993) einzustufen, welche als eigene Assoziation auch nicht mehr in der Standardliste (FLORAWEB 2013) akzeptiert wird. Die floristische Nähe der Artengruppe wird zudem durch eine weitere zu oben beschriebener Assoziation vikariierenden Gesellschaft ‚*Aristolochio*-Cucubaletum bacciferi (Kopecký 1965) Pass. 1976‘ untermalt, wobei SIEDENTOPF & BRANDES (2001) hierin auch nur eine thermophile Ausprägung des *Fallopia dumetorum*-Cucubaletum bacciferi vermuten.

Solche nomenklatorischen Fragen der Syntaxonomie sollen an dieser Stelle nicht weiter vertieft werden; zitierte Beispiele belegen hingegen, dass von verschiedenen Autoren die auch am Unteren Mittelrhein in Fragmenten vorgefundene Artenkombination bereits in naturnäheren Flussbereichen beobachtet wurde.

*Silene baccifera* als Spreizklimmer wird auch von SIEDENTOPF & BRANDES (2001) an der Elbe in der Hartholzau gefunden, also bezogen auf den Mittelwasserspiegel in höher gelegenen Bereichen. Interessanterweise beschreiben die Autoren ebenso *Fallopia dumetorum* und *Humulus lupulus* als Begleiter im Bestandsaufbau.

Die Treuewerte legen bei vorliegendem Datenmaterial eine solche Schleiergruppe nahe, welche allerdings vor Ort in kaum erkennbaren Fragmenten vorgefunden wird. Allein 10 der hier zugeordneten 11 Aufnahmen werden durch die Dominanz von *Humulus lupulus* bestimmt. Mit 14,6 Arten im Mittel sind die hier zusammengefassten Aufnahmen relativ artenarm.

*Clematis vitalba* zeigt hier neben den Vorkommen als Apophyt in Pflasterböschungen und auf Wasserbausteinen einen zweiten Schwerpunkt und wird allerdings aufgrund seines deutlichen bimodalen Verhaltens in die vorliegende Gruppe nicht integriert. *Humulus lupulus* deutet im Bezug zur Hemerobie ein bimodales Verhalten an. Die Art zeigt losgelöst von der Gruppenzuordnung deutlich hemerobe Standorte an (siehe Kap. 4.5.2.1). So ist am Unteren Mittelrhein die Schleiergruppe sowohl in wenig hemeroben Gehölzstrukturen als auch auf stark hemeroben Substraten (insbesondere geschüttete Wasserbausteine) vorzufinden, welche überrangt werden. SUKOPP (2008) zeigt für *Humulus lupulus* die große Spannbreite des weit fortgeschrittenen Apophytisierungsprozesses in Bezug auf die Hemerobie auf, wobei diese Prozesse sehr deutlich die schwierige Positionierung dieser Gruppe umschreiben. Der Autor beschreibt treffend, dass die soziologische Bindung von *Humulus lupulus* an feuchtigkeitsliebende Vegetationseinheiten überwunden wurde und die Art in ruderale Bestände der Artemisietea und Agropyretalia eindringt. Beschreibungen von Verbreitungskarten im Osten Polens werden als Beispiel angeführt, welche Bestände von *Humulus lupulus* in Flussufergesellschaften und in synanthroper Vegetation unterscheiden (SUKOPP 2008). KOPECKÝ (1984) leitet diesbezüglich sogar syntaxonomische Derivatereihen dieser Art in Bezug zur Hemerobie ab.

Hinsichtlich vorliegender Daten ergibt sich die Situation, dass aufgrund der gewählten Deckungssummenmethode ausschließlich die hemerobe Seite dieser Gruppe bei der Zuordnung betont wird. Um diese besondere Situation hinsichtlich der Modellierung der Gruppen in Abb. 27 (Seite 188) darzustellen, wurde die Gruppe jeweils in den hemeroben und weniger hemeroben Bereich positioniert (siehe auch Kap. 4.4.2.5). Innerhalb der *Humulus lupulus*-Gruppe zeigt *Humulus lupulus* hinsichtlich der Hemerobie eine bimodale Verteilung an, während insbesondere *Silene baccifera* den weniger hemeroben Flügel betont. Überwiegend den hemeroben Flügel besiedelt wiederum *Aristolochia clematidis*. Die fast 80 Fundorte dieser Art in der Detailkartierung außerhalb der Vegetationsaufnahmen belegen ausdrücklich deren Präferenz für hemerobe Ufertypen.

#### 24: *Lepidium graminifolium*-Gruppe: 1 Aufnahme/Artenzahl: 13

<i>Lepidium graminifolium</i>	$u_{hyp} = 16,33$
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	$u_{hyp} = 14,94$
<i>Setaria viridis</i>	$u_{hyp} = 11,03$
<i>Cichorium intybus</i>	$u_{hyp} = 10,41$

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	8,0	6,8	3,7	3,5	7,0	5,8

Auf noch hemeroberen und insbesondere auf warm-trockenen Standorten kommt an die *Medicago lupulina*-Gruppe angrenzend die Gruppe um *Lepidium graminifolium* vor, welche fast ausschließlich auf der wärmeren, rechtsrheinischen Seite zu finden ist. *Cichorium intybus* als Onopordetalia-Art ist nicht ganz so gut eingebunden, aber ebenfalls häufig in trockenen Mauerstandorten dieser Artengruppe zu finden (so z. B. in Bonn-Beuel (km 654,0-655,0-r)). Die Gruppe steht der *Chenopodium album*-Gruppe nahe und löst sie landseitig in meist kiesigen-steinigen Offenbiotopen ab, was sich auch in den hohen Lichtzahlen niederschlägt. Prägend sind sehr thermophile Arten mit hohen Temperaturzahlen (TZ): *Diplotaxis tenuifolia* (TZ: 7), *Lepidium graminifolium* (TZ: 8), *Cichorium intybus* (TZ: 6) und *Setaria viridis* (TZ: 6). *Petrorhagia prolifera* als nahestehender Begleiter zeigt die Nähe dieser Gruppe zu der *Setum album*-Gruppe auf nährstoffärmeren Standorten auf.

Syntaxonomisch wäre in der Gruppe ein Übergang vom ausdauernden *Convolvulo-Agropyrion repentis* mit z. B. *Cichorium intybus* zum einjährigen *Sisymbrium* zu sehen, welches z. B. durch *Diplotaxis tenuifolia* und *Lepidium graminifolium* vertreten wird. Die zugeordnete Aufnahme wurde auf einer südexponierten Pflasterfläche erfasst, wobei auch außerhalb dieser Zuordnung im Rahmen der Vor-Ort-Arbeiten diese Gruppe als repräsentativ für stark hemerobe Ufer beobachtet werden konnte.

#### 25: *Cynodon dactylon*-Gruppe: 1 Aufnahme/Artenzahl: 13

	<i>Cynodon dactylon</i> dominant					
Zeigerwerte	L	T	K	F	R	N
(von <i>Cynodon dactylon</i> )	8,0	7,0	3,0	4,0	-	5,0

*Cynodon dactylon*-Bestände wurden bereits in Bonn-Beuel von LOHMEYER (1975) beschrieben, welcher die Art hier der Ordnung *Agropyretalia* zuordnet.

OBERDORFER (2001) hingegen stellt *Cynodon dactylon* zu dem Trittrasen-Verband ‚*Matricario matricarioidis*-*Polygonion arenastri* Rivas-Martinez 1965‘, was mit der hier vorliegenden Aufnahme gut übereinstimmt. Selbiger Autor gibt auch einen weiteren Schwerpunkt im Bereich des Potentillion an, was ebenfalls am Unteren Mittelrhein ansatzweise beobachtet werden konnte. So konnte in Aufnahme 398 (Anlage 3 Blatt 3) *Cynodon dactylon* in einem *Phalaris arundinacea*-Bestand mit u. a. *Digitaria sanguinalis* und *Echinochloa crus-galli* nachgewiesen werden. Durch Senkung des  $u_{hyp}$ -Wertes auf 9 ließe sich die Gruppe mit der *Eragrostis minor*-Gruppe vereinigen. Die hier klassifizierte Aufnahme ist allerdings mit Begleitarten wie *Cynoglossum officinale*, *Potentilla argentea* und *Sedum sexangulare* eindeutig außerhalb des Potentillion zu positionieren, so dass eine vereinigte Gruppe den Standortbedingungen nicht gerecht werden würde. Zwei der drei Aufnahmen mit *Cynodon dactylon* werden von *Cynoglossum officinale* begleitet, welches aufgrund der wenigen Funde hier nicht als Begleiter aufgeführt ist, aber als Onopordion-Art die wärmebegünstigten und trockenen Standorte deutlich charakterisiert.

#### 26: *Rubus fruticosus* agg.-Gruppe: 5 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 16,6

	<i>Rubus fruticosus</i> agg. dominant					
--	---------------------------------------	--	--	--	--	--

Ausschließlich an stark verbauten und schmalen Ufern konnten sich dominierende Bestände von *Rubus fruticosus* agg. bilden, wobei die mittlere Steigung der Ufer mit 25° diese Standorte charakterisiert. Die Nähe zu den Gebüschern zeigt sich durch die höheren Treuewerte zu *Geranium robertianum*, *Hedera helix* und *Cornus sanguinea*.

#### 27: *Fallopia japonica*-Gruppe: 6 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 10,7

	<i>Fallopia japonica</i> _S dominant					
Zeigerwerte	L	T	K	F	R	N
(von <i>Fallopia japonica</i> )	8,0	8,0	2,0	8,0=	5,0	7,0

Wie bei der bekannten Dominanz des Neophyten *Fallopia japonica* nicht anders zu erwarten, sind die hier zusammengefassten Aufnahmen mit 10,7 Arten im Mittel der zugeordneten Aufnahmen sehr artenarm. Insbesondere Flussufer werden von der invasiven Art aufgrund des Nährstoffreichtums, der Grundwassernähe und der leichten Verbreitung durch Rhizomstücke besiedelt. Die Bestände sind am Unteren Mittelrhein überwiegend kleinräumig vorzufinden, ohne dass derzeit eine weitere Ausbreitung beobachtet werden kann.

## Gehölze

Hinsichtlich der Gehölze kristallisieren sich drei Gruppen heraus, wobei die Übergänge auch hierbei fließend sind.

### 28: *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe: 174 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 20,8

<i>Alliaria petiolata</i>	$u_{hyp} = 14,68$
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	$u_{hyp} = 12,78$
<i>Robinia pseudoacacia</i> _B	$u_{hyp} = 12,41$
<i>Robinia pseudoacacia</i> _S	$u_{hyp} = 11,88$
<i>Populus x canadensis</i> _B	$u_{hyp} = 11,69$
<i>Arctium lappa</i>	$u_{hyp} = 11,36$
<i>Fraxinus excelsior</i> _B	$u_{hyp} = 10,50$
<i>Salix x rubens</i> _B	$u_{hyp} = 10,12$
<i>Alnus glutinosa</i> _B	Begleiter
<i>Acer negundo</i> _B und _S	Begleiter
<i>Festuca gigantea</i>	Begleiter
<i>Populus div.</i> _B	Begleiter
<i>Populus x canadensis</i> _S	Begleiter
<i>Salix alba</i> _B und _S	Begleiter
<i>Salix fragilis</i> _B und _S	Begleiter
<i>Salix purpurea</i> _B und _S	Begleiter
<i>Salix triandra</i> _S	Begleiter
<i>Salix viminalis</i> _S	Begleiter
<i>Salix x alopecuroides</i> _S	Begleiter
<i>Salix x rubens</i> _S	Begleiter

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
(ohne Baumschicht)	5,5	5,8	3,5	4,8	6,7	8,0

Die Gruppenbildung mittels des Treuwertes  $u_{hyp}$  gestaltet sich bei den Gehölzen deutlich schwieriger. Insbesondere die Weichholzaue wird auch in der Syntaxonomie nach Braun-Blanquet außer durch die *Salix*-Arten durch keine weiteren (krautigen) Zeigerarten charakterisiert. Die Erfassung von Strauchweiden-Beständen mittels der COCKTAIL-Methode gestaltet sich ebenso schwer, da sie zumeist im Untersuchungsraum nur fragmentarisch vorzufinden sind.

Die Einnischung von *Populus x canadensis*, *Salix x rubens*, bzw. *Salix fragilis* und *Salix alba*, und *Robinia pseudoacacia* ist zudem schwierig zu differenzieren. Pappeln tendieren tendenziell leicht mehr zu kiesigen Substraten, was auch die vorliegenden Daten belegen (siehe Kap. 4.3.6.1). Diesbezüglich ist allerdings bei einigen Standorten schwer zu unterscheiden, ob die Baumzusammensetzung standörtlich oder nutzungsgeschichtlich zu verstehen ist. Auffällig ist auch, dass *Robinia pseudoacacia* den *Populus*-Beständen deutlich näher steht als den Baumweiden, so dass der Hybrid *Salix x rubens* ein wenig am Rande der Gruppe steht. Strauchige *Salix*-Arten im Sinne des *Salicetum triandrae* lassen sich nicht abgrenzen und sind fast nur noch im Bereich der Ahrmündung in größerem Umfang ausgebildet (km 628,05-l). So wurden bei Strauchweiden keine relevanten Treuwerte vorgefunden, da die Fragmente unmittelbar in angrenzende Gesellschaften übergehen.

Alle Arten der Weichholzaue sind eng ineinander verzahnt, so dass bei vorliegender Klassifizierung nach der Gruppen-Bildung eine Vielzahl von Arten als Begleiter die *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe ergänzen wie z. B. diverse *Salix*-Arten. Die standörtlichen Unterschiede werden durch den krautigen Unterwuchs in Untergruppen differenziert. Diese Vorgehensweise ist gerade hinsichtlich der kennartenarmen Weidenwälder naheliegend. Insbesondere *Salix alba* zeigt kaum Treuwerte über dem Schwellenwert von  $u_{hyp} = 10$ , während strauchige Silberweiden meist dem Ufer vorgelagerten Anlandungen der Gruppen 1-3 der Bidentetea



nahe stehen (siehe Abb. 27; Seite 188). Zudem ist eine Vielzahl von Pappelforsten und sind teilweise auch nur schmale Pappel-Säume vorhanden, die überwiegend aufgrund der Krautschicht zu differenzieren sind.

Sehr charakteristisch und mit hoher Stetigkeit zeigt allerdings eine Gruppe um *Brachypodium sylvaticum* schattige Weichholzaue-Situationen an. Klar ersichtlich ist hierbei die Nähe der *Acer pseudoplatanus*-Gruppe mit Arten der Hartholzaue bzw. wenig überschwemmungstoleranten Gehölzen. Das eigentlich bereits überschwemmungsempfindliche *Brachypodium sylvaticum* zeigt bereits die Übergänge zur Hartholzaue und damit die überwiegende Steilheit der Uferbereiche an. Allerdings wird *Brachypodium sylvaticum* von GRASS (1993) auch als Kennart des *Salicetum albae* gewertet.

Auffällig ist, dass *Arctium lappa* wenn auch zumeist in vegetativen Beständen hohe Treuewerte in den schattigen Bereichen der vorliegenden Gruppe hat, wobei die Art mit der Lichtzahl 9 von ELLENBERG et al. (2001) angegeben wurde.

Die Feststellung von OBERDORFER (1992a:23), dass *Fraxinus excelsior* als vereinzelter Begleiter der Weichholzaue ältere Phasen der Weichholzaue prägt, deckt sich mit vorliegenden Daten, da *Fraxinus excelsior* zwar der Weichholzaue zugeordnet werden kann, allerdings deutlich die Übergänge zur Hartholzaue (Pkt. 29: *Acer pseudoplatanus*-Gruppe) aufzeigt. Auch an diesem Beispiel zeigen sich wieder die gestauchten, kurzen und steilen Uferprofile mit direkten Übergängen von der Weich- in die Hartholzaue.

Wie bereits anhand der *Cuscuta europaea*-Gruppe beschrieben, werden auch für die *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe Untergruppen abgeleitet, was im vorliegenden Fall eine Differenzierung der Weichholzaue zumeist durch die krautige Schicht impliziert. ROLEČEK (2007) verwendete identische COCKTAIL-Gruppen sowohl zur Definition von Waldgesellschaften als auch von krautigen Gesellschaften und differenziert folglich die Waldgesellschaft in ähnlicher Herangehensweise.

#### Untergruppen (Nummerierung: Hauptgruppe.Untergruppe)

28.2	<i>Rorippa amphibia</i> -Gruppe	2 Aufnahmen
28.3	<i>Chenopodium album</i> -Gruppe	1 Aufnahme
28.4	<i>Arrhenatherum elatius</i> -Gruppe	4 Aufnahmen
28.5	<i>Origanum vulgare</i> -Gruppe	1 Aufnahme
28.10	<i>Phalaris arundinacea</i> -Gruppe	3 Aufnahmen
28.11	<i>Festuca arundinacea</i> -Gruppe	8 Aufnahmen
28.13	<i>Artemisia vulgaris</i> -Gruppe	2 Aufnahmen
28.14	<i>Cuscuta europaea</i> -Gruppe	79 Aufnahmen
28.15	<i>Saponaria officinalis</i> -Gruppe	4 Aufnahmen
28.17	<i>Urtica dioica</i> -Gruppe	30 Aufnahmen
28.18	<i>Helianthus tuberosus</i> -Gruppe	3 Aufnahmen
28.19	<i>Chaerophyllum bulbosum</i> -Gruppe	1 Aufnahme
28.23	<i>Humulus lupulus</i> -Gruppe	4 Aufnahmen
28.26	<i>Rubus fruticosus</i> agg.-Gruppe	1 Aufnahme
28.28	Kerngruppe (dominante Arten der <i>Brachypodium sylvaticum</i> -Gruppe)	12 Aufnahmen
28.29	<i>Acer pseudoplatanus</i> -Gruppe	10 Aufnahmen
28.30	<i>Crataegus monogyna</i> -Gruppe	9 Aufnahmen

Bei Betrachtung der vorgefundenen Untergruppen fallen vor allem die vielen Übergänge zur *Cuscuta europaea*-Gruppe auf, wobei hier u. a. 22 Dominanzbestände von *Rubus caesius* in der Krautschicht zu nennen sind. Diese Artenkombination wurde von ŠILC (2003) in Slowe-

nien ebenfalls beobachtet und als ‚*Salicetum albae rubetosum* (Soó 1958) Silc subass. nov. hoc loco‘ umschrieben. Hierfür typisch wird eine geringere Überflutungsfrequenz verglichen mit weiteren Gesellschaften der Weichholzaue gesehen. Als höher gelegen wird vom selbigen Autor nur noch die Subassoziaton des ‚*Salicetum albae cornetosum* Wendelberger-Zelinka 1952‘ mit Beständen der Rhamno-Prunetea wie z. B. *Cornus sanguinea* und *Crataegus monogyna* beschrieben, welche im vorliegenden Fall ebenfalls in 9 Aufnahmen nachgewiesen werden konnte. Inwiefern dies Rückschlüsse auf die Überflutungshäufigkeit und Dynamik der Rheinufer erlaubt, muss an dieser Stelle allerdings erst einmal offen bleiben. OBERDORFER (1992a) stellt der Subassoziaton ‚typicum‘ eine feuchte Subassoziaton des ‚*Salicetum albae phragmitetosum*‘ entgegen, welche in hier vorliegender Klassifikation den *Festuca arundinacea*-, *Phalaris arundinacea*-, *Chenopodium album*- und der *Rorippa amphibia*-Untergruppen entsprechen würde. Die Beispiele der Syntaxonomie des Braun-Blanquet-Systems belegen, wie die hier angewandte Klassifikation Charakteristika der meist wenig hemeroben Weichholzaue deutlich aufzeigt.

In geringerem Maße aber noch deutlich ausgebildet sind die Übergänge zu der *Urtica dioica*-Gruppe auf ausschließlich naturnahen, sandigen-bindigen Böden.

Ursächlich für diese Verteilung ist eine Vielzahl an Saumbeständen, welche als Gehölze erfasst wurden, aber keine geschlossenen Bestände darstellen und folglich durch Saumeffekte in ihrem Charakter deutlich durch Arten der *Cuscuta europaea*-Gruppe geprägt werden. Gehölzbestände der *Urtica dioica*-Untergruppe umfassen hingegen ausschließlich mehr oder weniger geschlossene Wälder der Weichholzaue.

Zudem ist an diesem Punkt von Interesse, dass das Verhältnis von *Populus* div. zu *Salix* div. in den Baumschichten bei der *Cuscuta europaea*-Untergruppe qualitativ 1,92 beträgt, während dieser Quotient bei der *Urtica dioica*-Untergruppe lediglich bei 0,86 liegt. Folglich ist der Anteil von Baumweiden in der geschlossenen Weichholzaue deutlich höher als in den häufig versaumten Gehölzfragmenten. Dieses Ergebnis würde die unter Kap. 4.3.6.1 diskutierte Präferenz von grobkörnigen Substraten durch *Populus*-Arten im Vergleich zu Baumweiden unterstützen.

#### 29: *Acer pseudoplatanus*-Gruppe: 30 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 14,9

<i>Acer pseudoplatanus</i> _B	u <sub>hyp</sub> = 16,13
<i>Euonymus europaea</i> _S	u <sub>hyp</sub> = 14,85
<i>Hedera helix</i>	u <sub>hyp</sub> = 12,99
<i>Acer platanoides</i> _B	u <sub>hyp</sub> = 12,75
<i>Sambucus nigra</i> _S	u <sub>hyp</sub> = 11,10
<i>Ulmus minor</i> _S	u <sub>hyp</sub> = 10,07
<i>Corylus avellana</i> _S	Begleiter
<i>Prunus avium</i> _B	Begleiter
<i>Quercus robur</i> _B	Begleiter
<i>Ulmus glabra</i> _B	Begleiter
<i>Ulmus minor</i> _B	Begleiter
<i>Ulmus laevis</i> _B	Begleiter
<i>Tilia cordata</i> _B	Begleiter
<i>Tilia platyphyllos</i> _B	Begleiter

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
(ohne Baumschicht)	5,5	5,5	3,3	5,0	8,0	7,0

Mit der *Acer pseudoplatanus*-Gruppe werden überwiegend Arten der Hartholzaue zusammengefasst. Zumeist sind nur fragmentarische Reste einer Hartholzaue vorhanden, welche ein Querco-Ulmetum andeuten. Am ehesten sind noch die höher gelegenen Bestände auf

dem Hammersteiner Werth bzw. dem Nonnenwerth als flächige Hartholzbestände aufzufassen. Weitere Gehölzarten der Hartholzaue wurden aufgrund der fehlenden Habitatbedingungen nur in geringen Frequenzen erfasst und ebenso wie einige *Salix*-Arten der *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe hinsichtlich der Weichholzaue hier nur als Begleiter der Hartholzaue angefügt.

*Ulmus minor* zeigt eine mittlere Frequenz im Untersuchungsraum, während *Ulmus laevis* und *Ulmus glabra* nur selten erfasst wurden. Dabei sind *Ulmus minor*-Bestände kartiert worden, welche in so hohem Maße die Bodenschicht verdunkeln, dass fast kein krautiger Unterwuchs mehr vorhanden ist.

*Sambucus nigra* und *Fraxinus excelsior* als Gehölze und krautige Arten wie *Festuca gigantea*, *Geranium robertianum*, *Chaerophyllum temulum* und *Glechoma hederacea* vermitteln von der Weichholzaue zu der Hartholzaue. Die uneindeutige Zuordnung von z. B. *Geranium robertianum* und *Glechoma hederacea* verwundert nicht, da durch die Befestigung der Ufer steile Böschungen entstanden, welche fließend auf kürzester Distanz Weich- und Hartholzaue ineinander übergehen lassen.

### 30: *Crataegus monogyna*-Gruppe: 12 Aufnahmen/Mittlere Artenzahl: 15,2

<i>Crataegus monogyna</i> _S	u <sub>hyp</sub> = 14,27
<i>Cornus sanguinea</i> _S	u <sub>hyp</sub> = 13,70
<i>Geum urbanum</i>	u <sub>hyp</sub> = 11,67
<i>Prunus spinosa</i> _S	u <sub>hyp</sub> = 10,23
<i>Rosa canina</i> agg._S	Begleiter

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	6,3	5,0	4,3	4,5	7,3	5,5

Die Gruppe beinhaltet Gebüschgesellschaften im Bereich des Alno-Ulmion, welche allerdings bei den Standortgegebenheiten nicht sehr eindeutig zu klassifizieren sind. Meist stellen sie nur fragmentarische Säume dar. *Crataegus monogyna*, aber insbesondere *Cornus sanguinea* können hierbei als stark verbindende Elemente zur *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe eingestuft werden (hierzu auch GRASS 1993:52). Dies drückt sich auch bei Betrachtung der mittleren Beschattung aller Vorkommen in den Vegetationsaufnahmen aus, wobei *Cornus sanguinea* zu 40,5 %, *Crataegus monogyna* zu 29,3 % und *Prunus spinosa* lediglich zu 10,0 % durch die Baumschicht beschattet sind.

Fließend sind auch die Übergänge zur *Acer pseudoplatanus*-Gruppe. Auffällig hierbei ist das häufige Vorkommen von *Crataegus monogyna* an den Ufern des Unteren Mittelrheins verglichen mit dem nur seltenen Vorkommen der eigentlich mehr Feuchtigkeit liebenden Art *Crataegus laevigata*. Deutlich integriert sich *Geum urbanum* in die *Crataegus monogyna*-Gruppe, welche von OBERDORFER (2001) auch als charakteristisch für Prunetalia-Standorte angegeben wird. *Rosa canina* agg. kann an dieser Stelle nur als Begleiter aufgeführt werden, da die Art ebenso stark zu der deutlich heliophileren *Origanum vulgare*-Gruppe tendiert.

Abschließend seien noch drei Gruppen aufgeführt, welche in der Artenkombination deutlich erkennbar waren, welchen allerdings aufgrund der geringen Abundanzen der Leitarten keine Aufnahmen zugeordnet wurden.

**31: *Thalictrum flavum*-Gruppe: keine Aufnahmen**

<i>Thalictrum flavum</i>	$U_{hyp} = 15,72$
<i>Symphytum officinale</i>	$U_{hyp} = 13,50$
<i>Stachys palustris</i>	$U_{hyp} = 12,25$
<i>Valeriana excelsa</i> ssp. <i>excelsa</i>	$U_{hyp} = 10,18$

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,0	5,8	4,3	7,5	7,0	6,0

Die kleine Gruppe mit hygrophilen Hochstauden lässt sich separieren, ohne dass sie Einfluss auf Zuordnungen der hier vorliegenden Klassifizierung hat.

LOHMEYER (1975:82) verwies bereits auf diese Gruppe als Begleitarten des Cuscuto-Convolvuletum. Der ebensolchen Einordnung von *Lythrum salicaria* kann hierbei allerdings nicht gefolgt werden, da sie im Übergangsbereich zum Bidention einen deutlichen Schwerpunkt aufweist. Andererseits kann die Einschätzung des Autors bestätigt werden, dass diese hier vorliegenden Arten der *Thalictrum flavum*-Gruppe meist in geringer Dominanz vertreten sind.

Mit *Thalictrum flavum*, *Stachys palustris* und *Valeriana excelsa* ssp. *excelsa* zeigt die Gruppe leichte Anklänge eines subkontinental getönten Valeriano-Filipenduletum auf, wobei VERBÜCHELN (1990) am Niederrhein auch nitrophytische Ausbildungen mit *Symphytum officinale* auffindet und so eine Auenform dieser Gesellschaft definiert. Solche zumeist im Verband Filipendulion positionierte Gesellschaften sind hier fragmentarisch im Senecionion vorzufinden (siehe Kap. 4.3.8.1). OBERDORFER (1993a:367) sieht eine *Thalictrum flavum*-Gesellschaft im Filipendulion nahe verwandt mit dem Veronico longifoliae-Euphorbietum palustri, welches am Unteren Mittelrhein nicht mehr vorzufinden ist. Insofern zeigt *Thalictrum flavum* als östliche Art (PASSARGE 1993) im Unteren Mittelrheintal Übergänge zum Filipendulion an.

Die Molinion-Art *Lysimachia vulgaris* lässt sich hier allerdings nicht mit einbinden und zeigt bei schwachen Treue-Werten eine leichte Tendenz zu der *Cuscuta europaea*-Gruppe. Ebenso trifft dies auf *Achillea ptarmica* zu. *Filipendula ulmaria* steht der Gruppe nahe, wurde allerdings nicht in einem statistisch verwertbaren Umfang aufgenommen.

**32: *Silaum silaus*-Gruppe: keine Aufnahmen**

<i>Silaum silaus</i>	$U_{hyp} = 15,99$
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	$U_{hyp} = 15,30$

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,5	6,5	6,0	3,0	7,0	3,5

Eine auffällig geschlossene Gruppe bilden die Molinion-Art *Silaum silaus* und die Dauco-Melilotion-Art *Rumex thyrsiflorus*. Beide Arten kennzeichnen auch wechsellückige Bromion- bzw. Arrhenatherion-Standorte (OBERDORFER 2001) und sind überwiegend auf Pflasterflächen in nur selten überfluteten Bereichen vorzufinden. Gegebenenfalls könnte diese Artenkombination auch fragmentarische Anklänge des kurzfristig staunassen Chrysanthemum-Rumicetum thyrsiflori (POTT 1992) bzw. der Nasswiesen des Sanguisorbo-Silaetum pratensis aufzeigen. Beide Arten zeigen zueinander hohe Treuewerte und vermitteln über *Medicago x varia* und *Arrhenatherum elatius* zu dem trockeneren Flügel der *Arrhenatherum elatius*-Gruppe und gleichzeitig zu den noch ruderaleren Beständen der *Artemisia vulgaris*-Gruppe.

Die standörtliche Ursache dieser Gruppe hat am Unteren Mittelrhein edaphische Gründe. 74 % aller Funde von *Silaum silaus* und 76 % aller Funde von *Rumex thyrsiflorus* sind auf

steilen Pflasterflächen gelegen. Von insgesamt 48 Funden beider Arten im Rahmen der Vegetationsaufnahmen befinden sich hierbei 47 linksrheinisch.

Interessanterweise zeigt insbesondere *Rumex thyrsiflorus* auch eine deutliche Nähe zu *Allium schoenoprasum*, so dass in dieser Konstellation Anklänge des eigentlich kontinental verbreiteten ‚Rumici thyrsiflori-Allietum schoenoprasii Passarge 1989‘ zu finden sind, welche seitens der Standardliste (FLORAWEB 2013) in die Assoziation des ‚Agropyro repentis-Rumicetum thyrsiflori Passarge 1989‘ der Ordnung der Agropyretalia intermedio-repentis integriert wurde. Insofern zeigt diese Situation eine eher latente Arten-Konstellation, welche durch klassische syntaxonomische Gliederungen schwer erkennbar wäre.

### 33: *Sonchus oleraceus*-Gruppe: keine Aufnahmen

<i>Sonchus oleraceus</i>	u <sub>hyp</sub> = 15,19
<i>Epilobium ciliatum</i>	u <sub>hyp</sub> = 14,33
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	u <sub>hyp</sub> = 14,24
<i>Sisymbrium officinale</i>	u <sub>hyp</sub> = 11,87

gemittelte Zeigerwerte:	L	T	K	F	R	N
	7,3	5,8	5,0	4,5	7,3	7,5

Diese Gruppe besteht ausschließlich aus Arten geringer Artmächtigkeiten aus dem Bereich des Sisymbrium, wobei diese einjährigen Ruderalfluren aus therophytischen Konkurrenz-Ruderal-Strategen von Bidentetea-Standorten zu Salicion-Standorten vermitteln.

Die Nähe von *Bidens frondosus* zu dieser Gruppe zeigt den floristischen Übergang zu den Bidentetea-Gruppen (Pkt. 1-3) gut auf, wobei die Standorte der *Sonchus oleraceus*-Gruppe meist ein wenig höher und auf größeren Substraten in immer wieder auch halbschattigen Lagen zu finden sind. Dieser Gruppe stehen auch die Aufnahmen mit nicht näher bestimm-  
baren Beständen von *Melilotus spec.* nahe (siehe Pkt. 34) und befindet sich überwiegend auf natürlichen Substraten.

KRÄMER & FARTMANN (2007) weisen an der Oder ein ‚Xanthio-Chenopodietum erysimetosum‘ nach, welches als höher gelegene Chenopodion-Gesellschaft deutliche Anklänge an die hier aufgefundene Artengruppe aufweist.

### 34: Nicht zuzuordnende Aufnahmen: 8 Aufnahmen

*Melilotus spec.* ist ohne Blüten und Früchte nicht eindeutig bestimmbar und konnte in diesem Zustand nur auf Gattungsniveau erfasst werden, wobei allerdings mehrere Aufnahmen durch nicht blühendes *Melilotus spec.* dominiert werden. Die hier wahrscheinlichen *Melilotus*-Arten sind mit *Melilotus albus* in der *Saponaria officinalis*-Gruppe und mit *Melilotus altissimus* in der *Cuscuta europaea*-Gruppe positioniert. Ursächlich für die Situation und das starke Vorkommen von *Melilotus spec.* war das extrem trockene Frühjahr 2011, welches zu großflächigeren *Melilotus*-Bändern auf offenen Substraten unmittelbar im Mittelwasserbereich führte.

Als „pseudospecies“ steht *Melilotus spec.* hinsichtlich der Treue-Werte der *Chenopodium album*-Gruppe und in geringerem Maße der *Festuca arundinacea*-Gruppe nahe, was angesichts des Charakters der Pionierbesiedlung von fröhssommerlich trockenfallenden, kiesigen Rohbödenflächen nachvollziehbar ist. Werden die Substrate und weitere abiotische Parameter, aber auch die Treuewerte zu den sicher bestimmten *Melilotus*-Arten verglichen, kann davon ausgegangen werden, dass beide *Melilotus*-Arten sich hinter *Melilotus spec.* verbergen, wobei eine Dominanz von *Melilotus albus* angenommen werden kann. Insofern wurde die Klassifizierung der Aufnahmen mit *Melilotus spec.* nicht weiter verfolgt, wobei aufgrund der Dominanzverhältnisse folglich 7 Aufnahmen auf überwiegend kiesigen Substraten als nicht klassifizierbar eingestuft werden mussten. Dieses Beispiel zeigt auch deutlich die Ab-

hängigkeit einer Vegetationsklassifizierung an Flussufern von der jährlichen Witterung bzw. der Wasserstandsganglinie. Interessant in dem Zusammenhang ist, dass im Zuge des Hochwassers Anfang Juni 2013 wiederum offene Flächen für die Sukzession freigegeben wurden, welche allerdings zu diesem deutlich späteren Zeitpunkt in der Vegetationsperiode fast ausschließlich wärmekeimenden Therophyten des Chenopodion aufkommen ließen. *Melilotus*-Arten spielten zu diesem Zeitpunkt überhaupt keine Rolle mehr.

Eine letzte Aufnahme (Aufnahme 244; Anlage 3 Blatt 16) von einem stark gestörten Platz (Badeplatz) zeigte einen so inhomogenen Charakter, dass sie ebenfalls nicht zugeordnet wurde.

#### 4.4.2.3 Diskussion der modifizierten COCKTAIL-Methode

Mittels der modifizierten COCKTAIL-Analyse wurden 33 Gruppen differenziert, wobei drei Gruppen keine Aufnahmen und 6 Gruppen nur jeweils eine Aufnahme zugeordnet wurde. Im Zuge der Arbeiten wurden 154 Arten hinsichtlich ihrer Treuewerte in der Klassifikation berücksichtigt und weitere 69 Arten als Begleiter eingestuft; 9 Arten kennzeichnen übergeordnete Hauptgruppen (Anlage 3).

In Anlehnung an BURKART (1998:15) wurde hierbei anvisiert, möglichst viele Arten in die Gruppenbildung einzubinden und auch über euryöke Arten Zuordnungen umzusetzen. Einige Arten konnten trotz höherer Frequenzen nicht eindeutig einer Gruppe zugeordnet werden z. B. mit jeweils mehr als 100 Nennungen in den Aufnahmen *Scrophularia nodosa* und *Poa palustris*, auf dessen Apophytisierungsprozess KOWARIK (1988:203) bereits aufmerksam machte.

Aber auch einige Charakterarten der klassischen Syntaxonomie waren aufgrund uneindeutiger Präferenzen an den hemeroben Ufern des Unteren Mittelrheins nicht unmittelbar zu klassifizieren wie *Aegopodium podagraria*, *Pastinaca sativa*, *Carduus acanthoides* oder auch *Lysimachia vulgaris*. Bei anderen Arten ist dies aufgrund der großen ökologischen Standortamplitude deutlicher ersichtlich wie z. B. *Carex hirta* oder *Poa annua*, bei welchem bereits MOOR (1985) eine „merkwürdig große soziologische Amplitude“ feststellte. Weitere Arten zeigten eine deutliche apophytische Tendenz wie z. B. *Clematis vitalba* und demzufolge ein intermediäres Verhalten.

Eine Vielzahl von weiteren Arten mit sehr stenöken Habitatbindungen musste hingegen aufgrund der wenigen Nachweise bei den Zuordnungen außer Acht gelassen werden wie z. B. *Mentha pulegium*, *Euphorbia palustris*, *Pulicaria dysenterica* und *Veronica maritima*.

Die hier aufgezeigte **modifizierte COCKTAIL-Methode** gibt bei stark anthropogen überprägten Standorten die Situation gut wieder. In vielen Gruppen erkennt man deutliche Parallelen zu der klassischen Syntaxonomie, an einigen Stellen jedoch auch markante Abweichungen, die hier die spezifischen Rahmenbedingungen widerspiegeln. Bei vorliegender Fragestellung hinsichtlich anthropogen stark überformter Ufer und daraus folgenden syntaxonomischen Unklarheiten gelingt es mit dieser Methode, die „realen“ Artengemeinschaften herauszukristallisieren, ohne sich an einem bereits in weniger hemeroben Systemen bewährten, aber fest vorgegebenen System orientieren zu müssen. Ein vom Kennarten-Prinzip gelöstes Artengruppenkonzept erweist sich insbesondere für stark hemerobe Standorte als geeignet, welche nur in beschränktem Umfang durch das Charakterartenprinzip der Braun-Blanquet-Methode umschrieben werden können. Auch als positiv erweist sich, dass bei jedem Klassifizierungsschritt immer der Bezug einer Art oder Gruppe zum gesamten Datensatz erhalten bleibt. Ein „gestuftes Kontinuum“ wird durch die Herausarbeitung von „Artenkernen“ im Rahmen der Datenanalyse deutlich ersichtlich. Zudem wird ein mathematischer Algorithmus des Treuebegriffes induktiv und konsequent umgesetzt. Eine Unschärfe bei der Trennung von Gruppen (z. B. *Cuscuta europaea*-Gruppe vs. *Festuca arundinacea*-Gruppe) kann dem Algorithmus nicht angelastet werden, da augenscheinlich keine klar abgrenzbaren Gruppen in der Realität vorliegen.

In Anlehnung an KÖCI et al. (2003) können bei vorliegender Methode uneindeutige Datensätze nachvollziehbar zugeordnet werden (Abb. 26), wobei die letztendliche Gewichtung auf Basis der Deckungssumme der herausmodellierten Leitarten erfolgt. Hierbei sind die Überschneidungsbereiche zwischen den Gruppen sehr unterschiedlich ausgeprägt. Die Kreise in Abb. 26 zeigen jeweils die Artengruppen an, während in Kleinbuchstaben die zuzuordnenden Aufnahmen dargestellt sind. Während der linke Bereich der Grafik eine Vielzahl von uneindeutig positionierten Datensätzen (mit ? symbolisiert) enthält, ist im rechten Bereich der Grafik die eindeutige Positionierung der Vegetationsaufnahmen nach der modifizierten COCKTAIL-Methode symbolisiert.

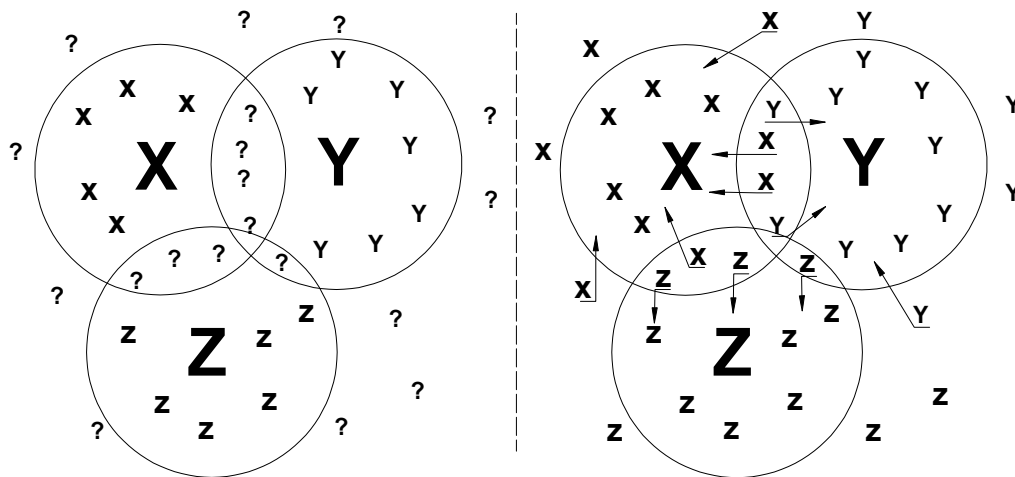


Abbildung 26: Zuordnung von Aufnahmen (Kleinbuchstaben bzw. ?) zu drei Artengruppen (Kreise) vor der modifizierten COCKTAIL-Klassifikation (links) und nachher (rechts) (in Anlehnung an KÖCI et al. 2003)

An diesem Punkt ist ein weiterer Treue-Wert von WILLNER et al. (2009) von Interesse. Die Formel des  $\phi$ -Koeffizienten in Kap. 4.4.2.1 wird statt mit Präsenz-Absenz-Werten mit modifizierten Deckungsgraden als quantitative Treuewerte berechnet. Die Darstellung dieser Ergebnisse ist in JUICE ausschließlich als synoptische Tabelle implementiert und wurde zur Evaluierung vorliegender Ergebnisse genutzt. Es ergibt sich diesbezüglich eine sehr deutliche Diagonalstruktur in der Arten-Aufnahmen-Matrix, wie sie von einer schlüssigen Klassifikation erwartet wird.

Auch wurden die Gruppen durch die gemittelten **Zeigerarten** nach ELLENBERG et al. (2001) umschrieben. Eine **Gewichtung der Zeigerwerte** ist an dieser Stelle von Interesse, da die Dominanzverhältnisse der Leitarten die Zuordnung bestimmen. In verschiedenen Untersuchungen wurde festgestellt, dass sich die mittels Deckungsgrad gewichteten (quantitativen) nur graduell von den ungewichteten (qualitativen) Werten unterscheiden (ELLENBERG et al. 2001). ELLENBERG et al. (2001:27) sieht die quantitative Zeigerwertberechnung nur bei artenarmen Gesellschaften als sinnvoll an, wo durch Einfluss von Begleitern das Ergebnis verfälscht würde. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Dominanz einer Art nicht allein durch die Standortbedingungen, sondern auch durch die spezifischen Wuchsbedingungen der Art wie z. B. durch klonales Wachstum bedingt wird (DIEKMANN 2003:496), wobei selbiger Autor sich der Einschätzung ELLENBERGS hinsichtlich der Verwendung quantitativer Werte anschließt. Dem stimmt auch SCHOLZ (2009) zu, welcher insbesondere die Wertigkeit der Feuchtezahl für die speziellen Bedingungen der Aue betont. Dieser Zeigerwert beinhaltet den pF-Wert des Bodens, die Bodenfeuchte, aber auch den Grundwasserspiegel (DIEKMANN 2003:499).

Werden die gewichteten Zeigerwerte der Feuchtezahlen der Aufnahmen nach der Zuordnung durch die modifizierte COCKTAIL-Methode bestimmt, weichen diese bei mehreren Gruppen von den ungewichteten Zeigerwerten ab (Tab. 59).



Tabelle 59: Mittelwerte der Feuchte-Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001) und mittlere Höhe über MW der modifizierten COCKTAIL-Gruppen

Nr.	*Anz.	COCKTAIL-Gruppe	Mittelwerte der Feuchtezahlen (ELLENBERG et al. 2001)			mittlere Höhe über MW (in m)
			der Leit- arten	aller Arten gewichtet nach Zuordnung	aller Arten un- gewichtet nach Zuordnung	
1	1	<i>Chenopodium rubrum</i>	6,0	5,9	6,0	-0,25
2	15	<i>Rorippa amphibia</i>	8,1	8,3	7,4	-0,58
3	15	<i>Chenopodium album</i>	5,5	5,7	5,5	-0,16
4	31	<i>Arrhenatherum elatius</i>	4,7	4,5	4,7	2,21
5	16	<i>Origanum vulgare</i>	3,8	4,3	4,6	2,03
6	1	<i>Euphorbia cyparissias</i>	3,7	4,2	4,1	3,25
7	20	<i>Sedum album</i>	2,8	3,0	3,9	2,28
8	3	<i>Melica ciliata</i>	3,0	2,8	3,8	2,92
9	17	<i>Medicago lupulina</i>	4,0	4,2	4,8	1,91
10	31	<i>Phalaris arundinacea</i>	8,0	7,7	6,5	0,43
11	58	<i>Festuca arundinacea</i>	7,0	6,5	5,8	0,92
12	3	<i>Inula britannica</i>	7,0	5,4	4,7	0,67
13	45	<i>Artemisia vulgaris</i>	4,8	5,5	5,4	1,41
14	184	<i>Cuscuta europaea</i>	6,8	6,0	5,8	1,50
15	6	<i>Saponaria officinalis</i>	4,5	5,5	5,5	0,75
16	8	<i>Calamagrostis epigejos</i>	~**	5,4	5,2	2,13
17	26	<i>Urtica dioica</i>	7,0	6,7	6,1	1,18
18	13	<i>Helianthus tuberosus</i>	6,7	6,3	6,3	1,25
19	1	<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	6,0	5,7	6,0	3,50
20	2	<i>Echinops sphaerocephalus</i>	3,5	3,2	3,8	2,25
21	5	<i>Cymbalaria muralis</i>	4,6	5,0	5,1	2,50
22	1	<i>Eragrostis minor</i>	4,0	3,5	4,5	1,00
23	11	<i>Humulus lupulus</i>	6,5	6,9	6,0	1,75
24	1	<i>Lepidium graminifolium</i>	3,5	4,0	4,0	2,00
25	1	<i>Cynodon dactylon</i>	4,0	3,9	3,8	1,25
26	5	<i>Rubus fruticosus</i> agg.	-	6,2	5,9	1,85
27	6	<i>Fallopia japonica</i>	8=***	7,3	6,0	1,92
28	174	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	4,8	6,3	5,8	1,30
29	30	<i>Acer pseudoplatanus</i>	5,0	5,5	5,5	2,39
30	12	<i>Crataegus monogyna</i>	4,5	4,8	5,4	2,52

\* Anz: Anzahl zugeordneter Aufnahmen; \*\*~: starker Wechsel der Bodenfeuchte; \*\*\*=: Überschwemmungszeiger

Aufgrund der Zuordnung mittels der Deckungswerte sind die gewichteten Feuchtezahlen zumeist den Mittelwerten der Zeigerarten näher als den Werten der rein qualitativen Daten. Die zum Teil deutlichen Unterschiede zwischen gewichteten und ungewichteten Zeigerwerten zeigen die häufig hohen Abundanzen dominanter Arten auf. So ist die Abweichung hinsichtlich der *Artemisia vulgaris*-Gruppe auf die starke Durchsetzung mit Convolvulalia-Arten zurückzuführen, welche hinsichtlich der Verteilung der Feuchte-Zeigerwerte eine deutliche rechtsschiefe Verteilung aufzeigen. Ebenso senkt die Ruderalisierung der Uferfluren die gewichteten Feuchtezahlen in der *Cuscuta europaea*-Gruppe. Folglich zeigt sich auch an diesen Werten, wie eng beide Gruppen miteinander verzahnt sind, da die eigentlichen Leitarten der Gruppen sich bezüglich der Feuchtezahlen durchaus differenzieren.

Auch wenn die Daten bei Gruppen mit einer oder wenigen Zuordnungen mit Vorbehalt zu betrachten sind, so geben die Feuchtezahlen in hohem Maße die Zonierung der Gruppen wieder. Ebenfalls drückt sich dies deutlich in der mittleren Höhe der zugeordneten Gruppen

über dem Mittelwasserspiegel aus. Gruppen mit vielen Zuordnungen von Aufnahmen geben hierbei zuverlässiger die jeweilige Höhenlage der Gruppe wieder wie z. B. die geringfügige, aber deutlich höhere Lage der *Festuca arundinacea*-Gruppe gegenüber der *Phalaris arundinacea*-Gruppe. Auch ist die *Cuscuta europaea*-Gruppe als Ersatzgesellschaft der *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe auf ungefähr gleicher Höhe über Mittelwasser ersichtlich.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass mit Hilfe der jeweiligen Treuebeziehungen in einer Treue-Matrix der  $u_{hyp}$ -Werte sich die jeweiligen Beziehungen zwischen den Gruppen gut darstellen und so die Artzusammenhänge anthropogen überformter Ufervegetation näherungsweise in einem **Modell** darstellen lassen (Abb. 27; Seite 188).

Hierbei erwies sich auch die Möglichkeit des Software-Paketes JUICE als hilfreich, die vom Anwender modellierten COCKTAIL-Gruppen als „pseudospecies“ in die Aufnahmetabellen einzufügen, welche die Eigenschaften, und hierbei insbesondere die Treuewerte, der gesamten Gruppe vor der Zuordnung durch die Deckungssummenmethode präsentiert. Alle gebildeten Gruppen wurden als „pseudospecies“ aus der Tabelle extrahiert und auf ihre gegenseitigen Treue-Werte geprüft, so dass diese Analyse der Ähnlichkeitsbeziehungen ebenfalls in das Modell hinein floss. Zudem konnten Zusammenhänge auch durch das Absenken des  $u_{hyp}$ -Wertes heraus präpariert werden, da so größere Hauptgruppen entstehen, die vollständig oder teilweise mehrere Gruppen umfassen. Durch diese Möglichkeiten wurde das Modell in Abb. 27 (Seite 188) ebenfalls verifiziert.

Die Zusammenhänge lassen sich auch durch Überprüfung des Rankings der jeweiligen Gruppen mittels synoptischer Darstellung der Treue bzw. der durchschnittlichen Deckung („total cover value“ (TCV) nach BARKMANN 1989) nach abgeschlossener Erstellung der Klassifikation in JUICE hinsichtlich der Plausibilität bestätigen. Mit der Darstellung eines Modells der modifizierten COCKTAIL-Ergebnisse wird an dieser Stelle eine Klassifikation mit Elementen einer Ordination verbunden. Dieses Modell kann natürlich nur bedingt die Zusammenhänge zeigen, welche eigentlich mehrdimensional dargestellt werden müssten. Zudem werden für die einzelnen Arten die jeweiligen Schwerpunkte in den Gruppen angegeben, was wiederum keine Aussagen über deren Standortamplituden beinhaltet. Die nicht-hierarchischen Ergebnisse der modifizierten COCKTAIL-Analyse wiederum erleichtern eine Modellierung im Vergleich zur klassischen Syntaxonomie, welche eine Klassifizierung auf verschiedenen und nur bedingt vergleichbaren Ebenen darstellt.

In grauer Farbe wurden in Abb. 27 (auch Anlage 4) zentrale Standortparameter in das Modell übertragen. So sind die Standortfaktoren „Licht/Schatten“ und „Feuchte/Trockenheit“ deutlich ersichtlich. Zudem wurde aufgrund der hier vorliegenden Fragestellungen der Parameter „Hemerobie“ in dem Modell skizziert und die Artengruppen auch diesbezüglich positioniert. Hinsichtlich des Modells in Abb. 27 sind folgende Darstellungsweisen verwandt worden:

Nr. - Gruppe

Art -  $u_{hyp}$ -Wert (bzw. dom.= Dominanz)

Graue Farbe: wichtige Begleiter

Hauptgruppen: Grün: (Bidentetea-)Gesellschaften unterhalb des Mittelwassers

Blau: trockene Gesellschaften

Pink: Gesellschaften im Bereich des Mittelwassers

Rot: heliophile Gruppen im Bereich des Senecionion

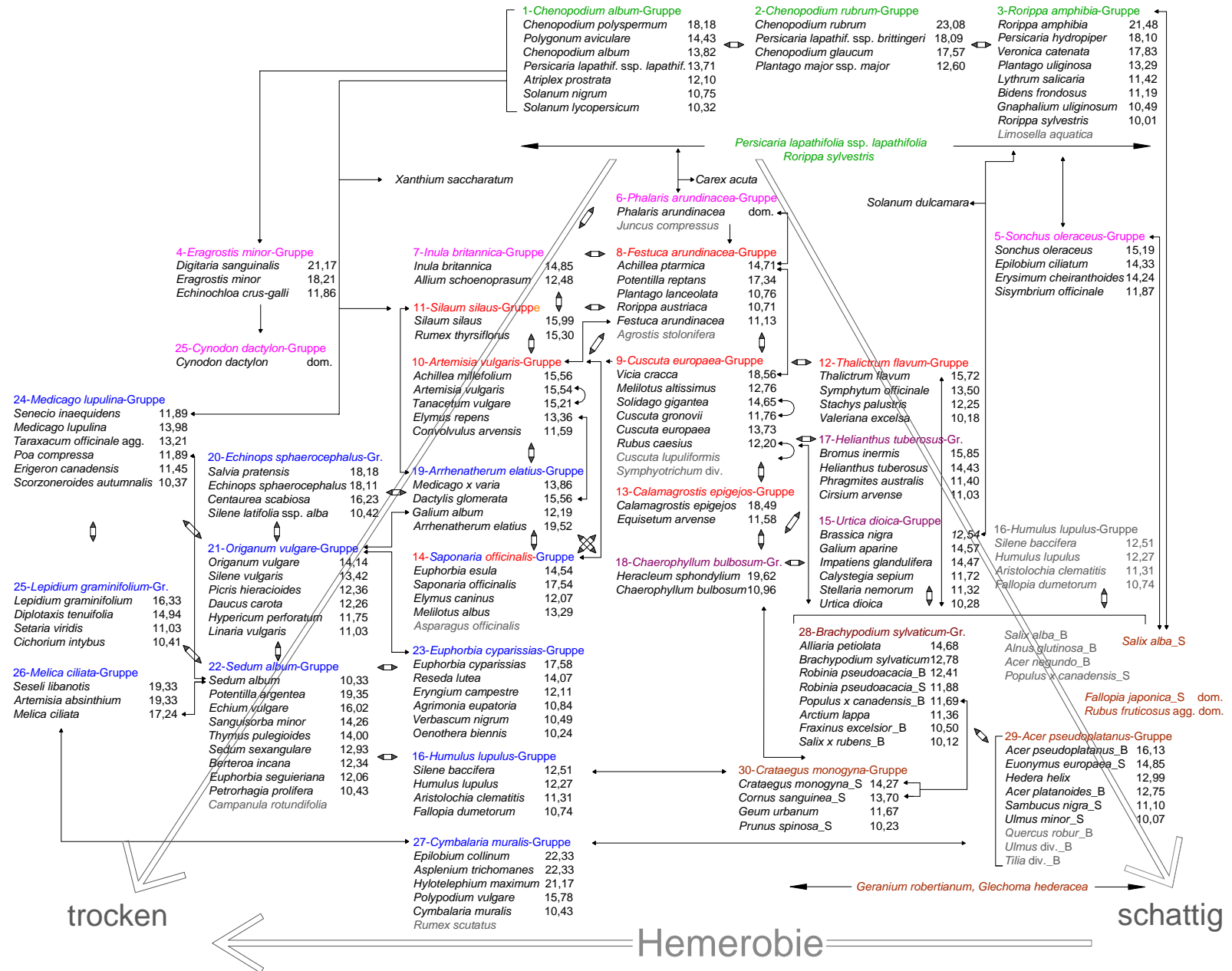
Lila: halbschattige Gruppen im Bereich des Senecionion

Braun: Gehölzgruppen

◁▷ : Verbindungen zwischen Gruppen

↔ : Verbindungen zwischen Arten/Gruppen

Abbildung 27: Modellierung der Ergebnisse der COCKTAIL-Analyse der Ufervegetation am Unteren Mittelrhein



#### 4.4.2.4 Ordination der Ergebnisse der modifizierten COCKTAIL-Methode

Die Modellierung der COCKTAIL-Gruppen wurde mittels einer **Korrespondenzanalyse** auf Plausibilität geprüft, um die den Datensätzen innewohnenden Beziehungsmuster darzustellen. Korrespondenzanalysen („correspondence analysis“ = CA) erfahren bei ökologischen Fragestellungen eine breite Anwendung. Wesentliche Vor- und Nachteile wurden bereits im Kap. 4.4.1 diskutiert. Mittels wiederholter Berechnung und Neuordnung gewichteter Mittelwerte („reciprocal averaging“) sowohl der Arten als auch der Aufnahmen werden die Daten sortiert, so dass sich möglichst optimal ein Gradient herauskristallisiert. Dieser theoretische Gradient muss vorab bei den indirekten Ordinationen nicht bekannt sein, lediglich ein **unimodales Modell** wird vorausgesetzt.

Nach Herausarbeitung der ersten theoretischen Achse werden in weiteren Schritten hierzu unkorrelierte, also orthogonal zur 1. Achse positionierte Achsen berechnet, welche weitere Gradienten abbilden. Zugrunde liegt der Korrespondenzanalyse die Chi-Quadrat-Distanz, welche in letzter Konsequenz häufige Arten herabgewichtet und seltene Arten übergewichtet. Die hier verwandte „**Detrended Correspondence Analysis**“ (= DCA) korrigiert mit dem arch-Effekt einen prinzipiellen Fehler der Korrespondenzanalyse und stellt die Ergebnisse optimiert da. Die DCA wurde mit dem Softwarepaket PC-ORD 5 umgesetzt, wobei seltene Arten durch „downweighting of rare species“ herabgewichtet wurden (Arten mit  $\leq 5$  Vorkommen). Zur besseren Übersichtlichkeit der Ergebnisse in Abb. 28 wurden alle Arten mit lediglich bis zu drei Nachweisen in den Vegetationsaufnahmen ebenso wie nur auf Gattungsebene angesprochene Arten aus der Auswertung herausgenommen, so dass 296 Arten analysiert wurden.

Jede Ordinationsachse hat einen Eigenwert, der als Maß der Auftrennung der Arten auf der betreffenden Achse gilt. Der Eigenwert kann Größen zwischen 0 und 1 annehmen. Je wichtiger die Achse für die Variation ist, desto höher ist der Eigenwert der betreffenden Achse, wobei Werte von 0,5 als gut angesehen werden (LEYER & WESCHE 2007).

Die 1. Achse hat bei hier vorliegender Analyse einen Eigenwert von 0,67 und eine Gradientenlänge von 5,16 (Einheit: SD („standard deviation“)). Dies impliziert ein unimodales Verhalten der Daten, wobei MCCUNE & GRACE (2002) SD-Werte von  $> 4$  auch als starke Heterogenität des Datensatzes interpretieren. Die Länge des Gradienten zeigt auf dieser Achse zudem einen ca. 1,3 fachen Artenwechsel auf, da bei Unterschieden von 4 SD bei zwei Aufnahmen keine gemeinsamen Arten mehr vorhanden sind. Sie stellt insofern ein Maß für die  $\beta$ -Diversität („between habitat diversity“) entlang dieses ökologischen Gradienten dar.

Ohne an dieser Stelle auf die weitere Mathematik dieses Algorithmus einzugehen, ist es von wesentlicher Bedeutung, dass die erste Achse das höchste Maß der Variation erklärt (LEYER & WESCHE 2007:75). Wie dies bereits beim TWINSPAN-Algorithmus (Kap. 4.4.1.2) ausgeführt wurde, ergeben Korrespondenzanalysen aussagekräftige Ergebnisse, wenn sie einen klaren Hauptgradienten aufweisen (LEYER & WESCHE 2007). Weitere Gradienten sollten demgegenüber kurz sein, wobei die Autoren aber auch zu bedenken geben, dass letztendlich der Interpretierbarkeit der Ergebnisse Vorzug vor der mathematischen Eleganz zu geben ist. Ein eindeutiger Hauptgradient ist im vorliegenden Falle, wie bereits unter Kap. 4.4.1.2 erläutert, nur unzureichend gegeben. Der Eigenwert des 2. Gradienten liegt bei 0,60 mit einer Gradientenlänge von 5,61, jener der 3. Achse bei 0,54, wobei die Gradientenlänge hier lediglich 2,20 beträgt.

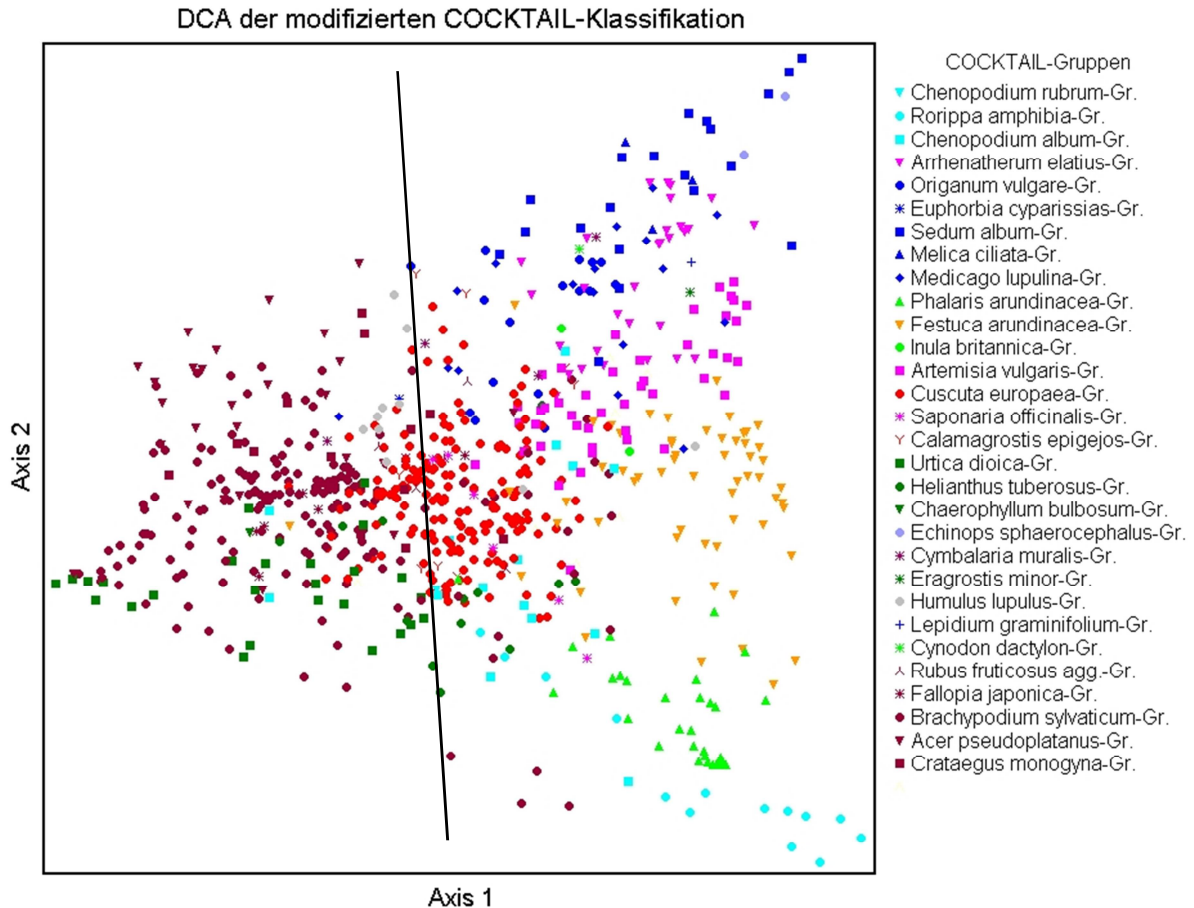


Abbildung 28: DCA der Vegetationsaufnahmen nach Zuordnung durch die modifizierte COCKTAIL-Klassifizierung; schwarze Linie: ungefähre Lage der 1. Dichotomisierung des TWIN-SPAN-Algorithmus

Abb. 28 stellt in Anbetracht der grundsätzlichen Probleme einer DCA eine relativ deutlich interpretierbare 1. und 2. Achse dar. Die 1. Achse korreliert hierbei mit dem Standortfaktor „Licht“, während die 2. Achse den Standortfaktor „Feuchte“ widerspiegelt, welcher in hohem Maße mit der Inklination der Uferform deckungsgleich ist (siehe hierzu Abb. 39; Seite 238). Deutlich zeichnen sich in Abb. 28 die Gruppen der modifizierten COCKTAIL-Klassifizierung ab und ebenso sind Parallelen mit dem treuebasierten Modell (Abb. 27; Seite 188) ersichtlich, wobei zudem aber auch die fließenden Übergänge der einzelnen Gruppen erkennbar sind. Entlang der 1. Achse spannen sich die schattenverträglichen Aufnahmen der *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe bis zu den heliophilen Aufnahmen der *Festuca arundinacea*-Gruppe auf. Die 2. Achse wird von den Extremen der feuchten Bidentetea-Gruppen (Gruppen 1-3) bis zu den xerophilen Beständen der *Sedum album*-Gruppe bestimmt. Die *Cuscuta europaea*-Gruppe als zentraler Kern des Gesamtdatensatzes, aber auch deren ruderaler Flügel in Form der *Arrhenatherum elatius*-Gruppe und der *Artemisia vulgaris*-Gruppe und ebenso die weniger hemeroben Übergänge zur *Urtica dioica*-Gruppe sind klar erkennbar. Die Summe der Eigenwerte (= „total inertia“) beträgt 21,5, so dass beide hier dargestellten Achsen nur einen geringen Anteil der Gesamtvarianz darstellen. Von diesbezüglich naheliegenden Ergebnissen berichten auch AMARELL & KLOTZ (2009:198), welche die beiden Achsen einer Korrespondenzanalyse an naturnahen Elbab schnitten deutlich hydrologischen und edaphischen Parametern zuweisen, aber beide wiederum nur einen geringen Anteil der Summe der Eigenwerte beschreiben. Die Autoren sehen dies als Ergebnis der Heterogenität des Datensatzes. LEYER & WESCHE (2007:53) stellen die Korrespondenzanalyse aufgrund der hier verwendeten Chi-Quadrat-Distanz und der damit vermiedenen DoppelnulLEN-Problematik hingegen als für heterogene Datensätze geeignet dar.

#### 4.4.2.5 Kritik der modifizierten COCKTAIL-Methode

Abschließend seien auch noch kritische Punkte bezüglich der hier präferierten Methode angebracht. Aufgrund der Spezifität des Datensatzes ist die Wahl eines Dominanzkriteriums als zweiter Arbeitsschritt im Rahmen der Klassifizierung in vorliegendem Falle naheliegend und zielführend, aber auch nicht völlig unproblematisch zu sehen:


- Durch das Dominanz-Kriterium werden einige Aufnahmen nicht der *Chenopodium album*-Gruppe (bzw. dem Chenopodion) zugeordnet, da ruderale Begleitarten in ihrer Abundanz dominieren, welche bekannterweise in diesem Zusammenhang keine klassifikatorische Bedeutung haben sollten. WISSKIRCHEN (1995:93) weist darauf hin, dass in diesem Verband nur Therophyten für den floristischen Vergleich relevant sind und alle anderen Arten von außen eindringen und sich hier nicht weiter entwickeln. Allerdings kann es durchaus positiv gesehen werden, wenn eine Klassifikation Sukzessionsstadien aufzeigen soll (WILLNER 2011). KIESSLICH et al. (2003:10) lösen bei ihrer Neubearbeitung der Synsystematik der Bidentetea dieses Problem ebenfalls mit einem Dominanz-Kriterium und ordnen alle Bestände mit mehr als 25 % Deckung mehrjähriger Arten nicht mehr Therophyten-Gesellschaften zu. An dieser Stelle ließe sich auch diskutieren, inwiefern Bestände, welche aufgrund des sehr trockenen Frühjahrs 2011 bereits in hohem Maße ein ruderalisiertes Chenopodietum aufzeigen, als solches noch zu klassifizieren sind (z. B. Aufnahme 117; Anlage 3 Blatt 10). Die deutlich klarer abgegrenzten Bidention-Gesellschaften zeigen dieses Problem hingegen kaum.
- Weitere Schwierigkeiten sind bei der Zuordnung von Aufnahmen zu sehen, welche dominante Arten enthalten, die nicht (z. B. aufgrund ihrer Seltenheit oder intermediären Position) eindeutig einer Gruppe zugeordnet werden konnten. Hier trat die Situation auf, dass die deduktive Zuordnung eines individuellen Datensatzes in ein induktives System auf Basis eines Begleiters schlüssig ist, allerdings bei Betrachtung aller Aufnahmen die spezifischen Treuewerte nicht völlig ausreichend waren. Diesen Fall betrafen in vorliegender Untersuchung Vegetationsaufnahmen mit dominanten *Juncus compressus*, *Agrostis stolonifera* aber auch z. B. *Salix*-Arten. Insbesondere beiden ersten Arten zeigten sich unterschiedliche Treuewerte hinsichtlich der Gruppen-Zuordnung in Abhängigkeit von der Abundanz.
- Auch ist zu sehen, dass dort, wo klare Charakterarten mit geringen Abundanzen eine Klassifikation entscheiden sollten, sie bei hier angewandter Methodik (zu) wenig zur Geltung kommen. Dies ist allerdings im Bereich der stark hemeroben Ufervegetation selten der Fall. So wird jedoch die Zuordnung zu einzelnen Gruppen durch die Art mit höherer Abundanz bewirkt wie z. B. in der *Humulus lupulus*-Gruppe, so dass die Bestände von *Humulus lupulus* hinsichtlich der Dominanz z. B. gegenüber *Silene bacifera* deutlich überwiegen und die wenig hemerobe Seite der Gruppe nicht anzeigen (siehe 4.4.2.2, Pkt. 23). Ebenfalls im Bereich der *Sedum album*-Gruppe prägt die Dominanz der namensgebenden Art deutlich die Zuordnung verglichen mit den weiteren Leitarten der Gruppe. An diesem Punkt wäre ein ‚upweighting of rare species‘ möglich, welches allerdings gerade im vorliegenden Gesamtdatensatz selten zum Tragen kommt.

Aufnahme 732 (Tab. 60) demonstriert diese Problematik der Zuordnung im vorliegenden Gesamtdatensatz. Hinsichtlich der blau markierten Leitarten der *Rorippa amphibia*-Gruppe wäre diesbezüglich eine Zuordnung vorstellbar. Der strukturelle Charakter und die Dominanz von *Phalaris arundinacea* zeigen allerdings die deutliche Zugehörigkeit zu der Einart-Gruppe von *Phalaris arundinacea* im Übergang zur besagten Bidention-Gruppe.



Ein Lösungsansatz herbei wäre wiederum Untergruppen zu definieren, um solche Übergangszustände zu modellieren, was allerdings eine zunehmende Unübersichtlichkeit an Gruppen zur Folge hätte.

Tabelle 60: Aufnahmebeispiel der *Phalaris arundinacea*-Gruppe (blau: Arten der *Rorippa amphibia*-Gruppe) (09.09.2012)

Laufende Nummer	732	
Fläche	16 m²	
Aufnahmedatum	09.09.2012	
Lage (Rheinkilometrierung)	617,45 HW-r	
Gesamtdeckung	90 %	
Artenzahl	8	
Inklination	5°	
Exposition	E	
Substrat	s	
<i>Phalaris arundinacea</i>	75 %	
<i>Rorippa amphibia</i>	10 %	
<i>Rubus caesius</i>	2 %	
<i>Salix fragilis</i>	1 %	
<i>Carex acuta</i>	1 %	
jeweils mit 0,1 % als Begleiter: <i>Bidens frondosus</i> , <i>Lythrum salicaria</i> , <i>Rorippa sylvestris</i>		

Hammersteiner Werth

- Eine hierarchische Stufung ist nicht implementiert. Die von BRUELHEIDE (1995) vorgeschlagene Aggregation im Rahmen der COCKTAIL-Methode orientiert sich ausschließlich an der Modellierung der Braun-Blanquet-Syntaxonomie.
- Wie bereits oben erwähnt können die Ergebnisse nicht pauschal auf andere Standorte übertragen werden. Einige Arten, welche in vorliegender Untersuchung als Leitarten von Gruppen herausgearbeitet werden, sind als solche in anderen Habitatstrukturen unter Berücksichtigung externen Datenmaterials nicht so einzustufen und umgekehrt. Allerdings hat vorliegende Untersuchung nicht zum Ziel, pauschale Zeigerarten(-gruppen) herauszuarbeiten, sondern an den hier vorliegenden stark anthropogen modifizierten Standorten das Zusammenspiel von Vegetationseinheiten verständlich zu machen, so dass die Vergleichbarkeit als Parameter nur bedingt angestrebt wurde. DENGLER (2003:29) sieht im regionalen Bezug numerischer Verfahren einen Nachteil; in vorliegender Untersuchung ist dies allerdings ausdrücklich erwünscht.

#### 4.4.3 Clusteranalyse

##### 4.4.3.1 Durchführung der Clusteranalyse

Die Clusteranalyse wurde bereits in Kap. 4.1.2 hinsichtlich der Hemerobie-Klassifikation erläutert und angewandt; sie stellt ebenfalls wie der TWINSPAN-Algorithmus ein hierarchisches, allerdings agglomerierendes Clusterverfahren dar.

Bei Datensätzen mit vielen Nullwerten (sog. Doppelnulken-Problematik (LEYER & WESCHE 2007)) können unähnliche Aufnahmen durch Fehlen von Arten ähnlich erscheinen - dieses Problem ist insbesondere bei heterogenen Datensätzen wie sie im Gesamtdatensatz vorzufinden sind von Nachteil, so dass asymmetrische Ähnlichkeitsmaße notwendig sind. Eine Clusteranalyse ist bei den hier vorliegenden rational skalierten Daten mit der asymmetrischen **Bray-Curtis-Unähnlichkeit** als Distanzmaß durchgeführt worden.



Als Cluster-Algorithmus wurde die **UPGMA-Methode** („unweighted pair group method using arithmetic means“) verwandt. Auch die Minimum-Variance-(Ward)-Methode wurde geprüft; die Ergebnisse mussten allerdings verworfen werden, da als metrisches Maß die Euklidische Distanz mit den symmetrischen Eigenschaften angewandt werden musste (LEYER & WESCHE 2007). Bei der Minimum-Variance-(Ward)-Methode zeichnete sich eine größere Gruppe ab, welche auch mit der unter Kap. 4.4.3.2 skizzierten „indicator species analysis“ keine statistisch relevanten Indikatorarten aufwies.

Hinsichtlich der Anzahl der Cluster wurde sich an den unter Kap. 4.3 ausgearbeiteten Gesellschaften orientiert (LEYER & WESCHE 2007). Durchgeführt wurde die Clusteranalyse mittels der Software PC-ORD 5.

#### 4.4.3.2 Diskussion der Clusteranalyse

Wie bei der TWINSPAN-Analyse steht auch bei der Clusteranalyse einer einfachen Anwendung eine komplexere Interpretation der Ergebnisse gegenüber, während dies sich bei der Umsetzung der modifizierten COCKTAIL-Methode tendenziell umgekehrt verhält.

Zur Interpretation der Ergebnisse wurden die Cluster mittels der ebenfalls in der Software PC-ORD 5 implementierten „**indicator species analysis**“ analysiert. Hierbei werden Indikatorarten aus den Clustern herauspräpariert, indem mittels eines Häufigkeitsvergleichs der Arten innerhalb und außerhalb der Gruppe, aber auch mittels der Frequenz ein Indikator gebildet wird. Dieser Wert wird mit einem randomisierten Permutationstest (Monte Carlo-Test) abgeglichen und ergibt signifikante Arten für die jeweiligen Cluster, so dass vergleichbare Informationen wie bei dem TWINSPAN-Algorithmus (Kap. 4.4.1) vorliegen. Die Ergebnisse sind Tab. 61 zu entnehmen. Indikatorarten können nur bei Aufnahmen mit mehr als einer Aufnahme mit der „indicator species analysis“ nachgewiesen werden, so dass Gruppen mit nur einer Aufnahme in folgender Tabelle manuell um die jeweils relevante Art ergänzt wurden.

Eine Vielzahl von Gruppen sind erkennbar, welche durch die skizzierten Indikatorarten deutlich die grundlegenden Strukturen der modifizierten COCKTAIL-Analyse, aber auch der Syntaxonomie nach Braun-Blanquet widerspiegeln.

Auffällig sind die sehr inhomogenen Größen der Cluster bei einem chaining von allerdings nur 3,8 %. Ein Cluster enthält 338 Aufnahmen, während 9 Cluster nur eine einzige Aufnahme enthalten. Auch in der hier vorliegenden Clusteranalyse ist wiederum mit der „Gruppe 4“ die Kerngruppe im Bereich des Senecionion erkennbar.

In der modifizierten COCKTAIL-Analyse herausgearbeitete Indikatorarten werden hier teilweise schwer nachvollziehbar aufgetrennt. So ist eine offensichtliche Artengruppe um die ruderalen Arten *Artemisia vulgaris* und *Tanacetum vulgare* nicht unmittelbar ersichtlich. Bei Betrachtung der weniger deutlichen „indicatorvalues“ für  $p > 0,05$  außerhalb der Tab. 61 sind diese vor allem in der „Gruppe 3“ integriert, so dass Flutrasen-Bestände nicht von ruderalen, trockeneren Aufnahmeflächen getrennt werden, während *Achillea millefolium* in der nicht nachvollziehbaren „Gruppe 6“ dominiert. Die auch hinsichtlich der Hemerobie bimodale Verteilung z. B. von *Clematis vitalba* als Indikatorart der „Gruppe 5“ wird durch die Clusteranalyse nicht offensichtlich. Zudem sind, da nicht wie bei der modifizierten COCKTAIL-Analyse vorab Formationen abgetrennt wurden, Arten der Weich- und Hartholzaue in einer Vielzahl von Gruppen integriert. Eine Vielzahl von weiteren Beispielen hinsichtlich klassifikatorischer Unstimmigkeiten ließ sich anführen. Einzelne Gruppen vorliegender Clusteranalyse sind leicht verständlich, andere sind teilweise schwer zu interpretieren und die Zuordnung erschließt sich häufig auch nach genauerer Prüfung der Aufnahmen nicht.

Ausreißer lassen sich ebenso gezielt durch den Nearest-Neighbour-Algorithmus erfassen und sind auch in der klassischen Syntaxonomie leicht ersichtlich, wobei mit den Clustern der

wenigen Aufnahmen meist sehr dominante Bestände erfasst werden. Werden Ausreißer bei den Aufnahmen (Gruppen mit 1 Aufnahme) und auch seltene Arten (1-3 Funde) nicht berücksichtigt, ändert sich die prinzipielle Aussage der vorliegenden Clusteranalyse nur unwesentlich.

Tabelle 61: Evaluierung der Ergebnisse der Clusteranalyse mittels der „indicator species analysis“ (Monte Carlo-Test)

Nr.	Anzahl an Aufnahmen	indicator species mit $p < 0,05$
1	34	<i>Chenopodium album</i> ; <i>Polygonum aviculare</i> ; <i>Melilotus spec.</i>
2	32	<i>Dactylis glomerata</i> ; <i>Medicago x varia</i> ; <i>Arrhenatherum elatius</i> ; <i>Pimpinella saxifraga</i>
3	107	<i>Festuca arundinacea</i> ; <i>Potentilla reptans</i> ; <i>Elymus repens</i>
4	338	<i>Rubus caesius</i>
5	23	<i>Clematis vitalba</i>
6	6	<i>Achillea millefolium</i> ; <i>Acer pseudoplatanus_S</i> ; <i>Lactuca serriola</i>
7	27	<i>Sedum album</i>
8	5	<i>Poa compressa</i> ; <i>Erigeron canadensis</i> ; <i>Stachys recta</i> ; <i>Chaenorrhinum minus</i>
9	3	<i>Salix x rubens_S</i> ; <i>Torilis japonica</i> ; <i>Salix viminalis_S</i> ; <i>Inula britannica</i> ; <i>Carduus acanthoides</i> ; <i>Lamium maculatum</i>
10	11	<i>Salix alba_S</i> ; <i>Persicaria lapathifolia</i>
11	27	<i>Phalaris arundinacea</i>
12	1	<i>Chenopodium polyspermum</i>
13	13	<i>Lythrum salicaria</i> ; <i>Rorippa sylvestris</i> ; <i>Persicaria lapathifolia</i> ; <i>Rumex crispus</i> ; <i>Chenopodium rubrum</i> ; <i>Veronica catenata</i> ; <i>Veronica beccabunga</i> ; <i>Limosella aquatica</i> ; <i>Gnaphalium uliginosum</i>
14	51	<i>Salix x rubens_B</i> ; <i>Arctium lappa</i> ; <i>Urtica dioica</i> ; <i>Impatiens glandulifera</i>
15	24	<i>Brachypodium sylvaticum</i> ; <i>Crataegus monogyna_S</i> ; <i>Robinia pseudoacacia_S</i> ; <i>Ulmus minor_S</i> ; <i>Robinia pseudoacacia_B</i>
16	7	<i>Acer pseudoplatanus_B</i> ; <i>Fallopia japonica_S</i>
17	5	<i>Rubus fruticosus agg.</i> ; <i>Iris pseudacorus</i> ; <i>Galeopsis pubescens</i>
18	5	<i>Parthenocissus inserta</i> ; <i>Salix alba_S</i>
19	9	<i>Prunus spinosa_S</i> ; <i>Acer campestre_S</i> ; <i>Corylus avellana_S</i>
20	1	<i>Ulmus glabra_B</i>
21	1	<i>Ulmus laevis_B</i>
22	6	<i>Parietaria judaica</i> ; <i>Cymbalaria muralis</i> ; <i>Scutellaria galericulata</i> ; <i>Epilobium collinum</i>
23	1	<i>Lolium perenne</i>
24	1	<i>Inula britannica</i>
25	6	<i>Hypericum perforatum</i> ; <i>Potentilla argentea</i> ; <i>Echium vulgare</i> ; <i>Sanguisorba minor</i> ; <i>Poa annua</i> ; <i>Anagallis arvensis</i> ; <i>Sedum sexangulare</i> ; <i>Poa bulbosa</i>
26	1	<i>Hieracium caespitosum</i>
27	1	<i>Scorzoneroidees autumnalis</i>
28	1	<i>Arctium lappa</i>
29	2	<i>Lemna minor</i> ; <i>Bidens frondosa</i> ; <i>Rorippa amphibia</i> ; <i>Persicaria hydropiper</i> ; <i>Lycopus europaeus</i> ; <i>Rumex palustris</i> ; <i>Persicaria amphibia</i> ; <i>Juncus bufonius</i> ; <i>Juncus effusus</i> ; <i>Callitriche spec.</i> ; <i>Typha latifolia</i>
30	1	<i>Arctium minus</i>

Offensichtlich bedarf eine Clusteranalyse klar abgrenzbarer Vegetationseinheiten (Diskontinuitätskonzept), welche im hier untersuchten Datensatz nur bedingt vorliegen. Hinsichtlich des Anspruchs an eine Vorsortierung der Vegetationsaufnahmen sind die Ergebnisse allerdings verglichen mit der TWINSpan-Methode besser ersichtlich, auch wenn eine manuelle Nacharbeit der Klassifizierung ebenfalls notwendig ist. MCCUNE & GRACE (2002) betonen an diesem Punkt auch, dass Clusteranalysen nicht von einem dominanten Gradienten abhängig sind, wie dies bei Korrespondenzanalysen zutrifft.

In diesem Falle zeigt sich auch eine wesentliche Kritik an numerischen Verfahren, welche im vorliegenden Datensatz Unähnlichkeiten von Datensätzen herausarbeiten, aber Beziehungen zwischen einzelnen Arten nicht berücksichtigen können, welche aus dem jeweiligen Datensatz nicht unmittelbar hervorgehen. Eine numerische Clusteranalyse beinhaltet nicht das „Expertenwissen“, dass ein Gehölzbestand mit 80 % *Carpinus betulus* am Rhein in einer höheren Hartholzaue mit z. B. *Acer*-Arten integriert werden kann und grenzt diese Aufnahme als eigenen Cluster aus (hierzu DENGLER 2003). In diesem Zusammenhang sind Treuebasierte Verfahren, wie die hier angewandte modifizierte COCKTAIL-Methode bedeutend präziser und besser nachvollziehbar.

#### 4.4.4 Diskussion der numerischen Klassifikation

Letztendlich wird mit allen Ordinations- und Klassifikationsverfahren bei vorliegendem Gesamtdatensatz versucht ein Kontinuum zu gliedern, wobei es sich nur um eine mehr oder weniger grobe Modellierung der „Wirklichkeit“ handeln kann. Hinsichtlich anthropogen veränderter Ufervegetation lassen sich nicht eindeutige „Kerne“ aus Charakterarten herauskristallisieren, sondern es werden mehr oder weniger fließende Übergänge vorgefunden. Hierbei liegt allerdings kein echtes Kontinuum im Sinne der angelsächsischen Kontinuumstheorie vor, welches kaum eine Klassifikation erlauben würde. Beim Abtrennen eines Kontinuums werden hingegen Diskontinuitäten gesucht und anhand dieser Strukturen werden möglichst „feste“ Zentren abgebildet. Mittels numerischer Klassifikation kann die bereits lange und kontrovers geführte Diskussion hinsichtlich deskriptiv-klassifikatorisch deutlich zu beschreibenden Einheiten vs. der Kontinuum-Hypothese bei anthropogen überformten Ufer mit der Ausarbeitung teilweiser enger Abfolgen von kurzen Ökotonen als Kompromiss beantwortet werden. Als Ergebnis ist ein unterschiedlich eng gestuftes Kontinuum zu erkennen bzw. sind kontinuierliche, aber nicht lineare Übergänge (GLAVAC & HAKES 1996:67) zu beschreiben. Letztendlich verbleibt diesbezüglich der subjektive Aspekt des Anwenders in höherem Maße zu aggregieren und hierbei allerdings Informationen zu verlieren oder weniger zu aggregieren und unschärfere Grenzen zu tolerieren.

#### Vergleich der numerischen Methoden

Verglichen insbesondere mit der unter Kap. 4.4.1 diskutierten TWINSpan-Methode, aber auch mit Clusteranalysen des Kap. 4.4.3 sind die Ergebnisse der modifizierten COCKTAIL-Methode (Kap. 4.4.2) deutlicher nachvollziehbarer und interpretierbarer. TWINSpan- und COCKTAIL-Algorithmus arbeiten beide mit Differentialarten, wobei durch den Anwender bei der COCKTAIL-Methode durch Neufassung der Start-Gruppe bzw. durch Überprüfung der Treuewerte jederzeit die Sinnhaftigkeit der Aggregation überprüft werden kann. Durch die Modifikation der COCKTAIL-Methode mittels Implementierung der Physiognomie und Abundanz werden die spezifischen Habitatbedingungen der Ufer des Unteren Mittelrheins berücksichtigt. Hierbei wird bei der Bildung der Artengruppen die Stetigkeit priorisiert, während bei der Zuordnung die Abundanz die Ergebnisse bei der Gruppenzuteilung prägt (siehe auch DENGLER 2003:67). Durch diese Modifikation ist auch eine Zuordnung (fast) aller Datensätze möglich, was beim TWINSpan- und Clusteralgorithmus allerdings von vornherein implementiert ist.

Während der TWINSpan-Algorithmus in Ermangelung eines Hauptgradienten deutliche Schwächen und Fehlklassifikationen aufzeigt, ist die Strukturierung eines inhomogenen Ge-

samtdatensatzes mit der modifizierten COCKTAIL-Methode gut möglich. Auch die Tatsache, dass mit jeder weiteren Hierarchieebene des TWINSPAN-Algorithmus nur noch ein Teildatensatz betrachtet wird, unterscheidet ihn deutlich von der nicht hierarchischen COCKTAIL-Methode, welche jederzeit die Gruppen in Hinblick auf den gesamten Datensatz optimiert (BRUELHEIDE & JANDT 1997). So sehen auch KÖCI et al. (2003) zur Modellierung von Artengruppen mit hoher Gültigkeit einen großen Datensatz mit einem breiten Spektrum unterschiedlicher Habitate und größerem geographischen Raum als Voraussetzung. Dass die Wahl des entscheidenden numerischen Verfahrens von der Fragestellung und der Datenstruktur abhängt, zeigen BRUELHEIDE & JANDT (1997) deutlich auf.

Trotz vermehrten Einsatzes **numerischer Verfahren** sind deren Grenzen auch nach wie vor deutlich sichtbar:

- DENGLER (2003) weist darauf hin, dass numerische Verfahren Vegetationseinheiten auskartieren, aber nicht in der Lage sind, sowohl Kenn- und Trennarten als auch verschiedene hierarchische Ebenen zu unterscheiden.
- Die meist mangelnde Parallelisierung mit vorhandenen syntaxonomischen Einheiten im Braun-Blanquet-System kann als Nachteil gesehen werden.
- KÖCI et al. (2003) geben zu bedenken, dass die Ergebnisse der numerischen Verfahren stark von der geographischen und ökologischen Spannbreite, aber auch von der Struktur der Daten abhängig sind.
- Numerische Verfahren können nicht Erfahrungswerte integrieren wie die Historie des Standortes, abiotische Faktoren, Vegetationsstruktur, Sukzessionsphasen oder Aspekte der Chorologie. KNOLLOVÁ et al. (2006) sehen allerdings in der „Neutralität“ und dem alleinigen Bezug zu den floristischen Daten bei numerischen Verfahren in Zusammenhang mit der Definition einer Vielzahl von Lokalassoziationen gerade einen entscheidenden Vorteil.
- Leicht kann der anfängliche Vorteil der methodischen Objektivität numerischer Verfahren verloren gehen. Sowohl im Rahmen der Clusteranalyse, als auch bei der COCKTAIL-Methode gibt es immer noch eine Vielzahl von subjektiven Festsetzungen hinsichtlich der Algorithmen, welche subjektiver Steuerung Raum lassen. Letztendlich ist selbstredend die Wahl des Verfahrens in hohem Maße für das Ergebnis verantwortlich.
- So einfach sich teilweise die EDV-gestützte Umsetzung eines numerischen Verfahrens gestaltet, so schwer gestaltet sich teilweise die Interpretation der Ergebnisse. So weisen auch KÖCI et al. (2003:602) auf Unstimmigkeiten der TWINSPAN-Analyse hin und korrigieren diese Fehlklassifizierungen im Nachhinein manuell. Gleichzeitig stimmen die Autoren an dieser Stelle auch zu, dass diese Vorgehensweise eigentlich auch das Scheitern der numerischen Taxonomie belegt. DENGLER (2003:141) sieht numerische Clusterverfahren als „Ideengeber“, wobei die Ergebnisse ebenfalls bei Bedarf manuell nachzuarbeiten sind. So ist die post-hoc manuelle Korrektur gleichermaßen pragmatisch wie auch wenig nachvollziehbar.

Deutlich durch Kennarten charakterisierte Gesellschaften sind durch die Methodik der klassischen Syntaxonomie verglichen mit der hier angewandten modifizierten COCKTAIL-Methode sicherlich besser zu erfassen.

Vorliegende Methodik zeigt allerdings bei der gegebenen Fragestellung hinsichtlich hemerob und häufig kennartenloser Gesellschaften gute Ergebnisse. Letztendlich kann man sich

der Einschätzung von WILLNER et al. (2009) nur anschließen, dass es kein abschließend richtiges Verfahren gibt, sondern für jeden Gesamtdatensatz und Standort jeweils das Beste gewählt werden muss.

MCCUNE & GRACE (2002:80) drücken dies wie folgt aus:

„It is important to recognize that any classification is only a working hypothesis, an ad-hoc fiction necessary to advance scientific understanding, but whose usefulness is limited to the particular situation, for which it was formulated.“

#### 4.5 Hemerobie der Ufertypen und deren Vegetation

##### 4.5.1 Syntaxonomische Betrachtung der Hemerobie

Eine zentrale Frage vorliegender Untersuchung ist die Korrelation der Hemerobie überwiegend abiotischer Strukturen mit der Vegetation am Unteren Mittelrhein.

Diesbezüglich wurden die Uferstrukturen in Clustern hinsichtlich der Hemerobie zusammengefasst. 750 Vegetationsaufnahmen wurden erstellt, welche das quantitative Vorkommen der Clustertypen in ihren Größenverhältnissen wiedergeben. Lediglich Clustertyp HC10 ist hierbei geringfügig unterproportional vertreten, da dieser Ufertypus auch vegetationsfreie Mauern und Spundwände beinhaltet.

Zudem wurden verschiedene Klassifikationsverfahren der Vegetation untersucht und letztendlich eine Klassifizierung der Vegetationsaufnahmen in Artengruppen in Anlehnung an die COCKTAIL-Methode präferiert.

Im Folgenden werden die 10 Hemerobie-Cluster mittels der biotischen Klassifizierung durch die modifizierte COCKTAIL-Methode ausgewertet, um Hinweise auf Beziehungen hinsichtlich der abiotischen und biotischen Hemerobie zu untersuchen. Die prozentuale Verteilung der zugeordneten Aufnahmen auf die Hemerobie-Cluster ist Tab. 62 zu entnehmen.

#### Beschreibungen der modifizierten COCKTAIL-Gruppen hinsichtlich der Hemerobie-Cluster

##### Chenopodium rubrum-, Rorippa amphibia- und Chenopodium album-Gruppe

Die Artengruppen der Bidentetea sind überwiegend im Bereich von Gleithängen und Bühnenfeldern zu finden. Da die notwendigen Habitatbedingungen bei Niedrigwasser erst in Erscheinung treten, sind sie in der Modellierung der Hemerobie-Cluster zumeist nicht erfasst. Insofern können die Aussagen über die Hemerobie der Standorte dieser Arten-Gruppen nicht direkt aus vorliegender Hemerobie-Clusterung abgeleitet werden. Allerdings ergibt sich bei den Flachwasserbereichen dieser Bestände meist kaum die Notwendigkeit einer Ufersicherung durch Wasserbausteine, so dass überwiegend wenig hemerobe Uferstrukturen besiedelt werden. FILZEK (2008:60) sieht diese Arten an der Ems hingegen nicht als Zeiger für Naturnähe, da ihre Vorkommen in hohem Maße von anthropogener Eutrophierung profitieren. Diese Einschätzung kann für den Unteren Mittelrhein nicht nachvollzogen werden; hingegen sind allerdings Fluktuationen in Abhängigkeit von der jährlichen Wasserganglinie bei diesen Artengruppen zu berücksichtigen (siehe Kap. 4.3.17).

Der Schwerpunkt der Urtica dioica-Gruppe ist aufgrund der überwiegend feinkörnigen Böden deutlich im Bereich der wenig hemeroben Cluster gelegen, wobei das Vorkommen von *Impatiens glandulifera* in dieser Gruppe auch in Zusammenhang mit dem hohen Wasserbedarf dieser Art zu sehen ist. Ebenso ist die Helianthus tuberosus-Gruppe einzustufen, wobei höher gelegene Bereiche der überwiegend wenig hemeroben Flachufer präferiert werden.

##### Phalaris arundinacea-Gruppe / Festuca arundinacea-Gruppe:

Auffällig ist, dass relativ unabhängig von der Hemerobie des jeweiligen Clusters sich ein fast durchgängiges Band von *Festuca arundinacea* das Rheinufer entlang zieht, wobei ausschließlich die am wenigsten hemeroben Ufer wohl aus Gründen der Beschattung diesbe-

zöglich ein wenig zurücktreten. Eine Hemerobieabhängigkeit hinsichtlich der qualitativen Erhebungsdaten ist auch bezüglich *Phalaris arundinacea* kaum ersichtlich, auch wenn die Art quantitativ zu den wenig hemeroben Clustern tendiert.

Tabelle 62: Anteil der modifizierten COCKTAIL-Gruppen bezogen auf die Hemerobie-Cluster  
(rot: höchste Werte; gelb: weitere hohe Werte)

Anz.	COCKTAIL-Gruppe	HC1	HC2	HC3	HC4	HC5	HC6	HC7	HC8	HC9	HC10
		oligohemerob						polyhemerob			
1	<i>Chenopodium rubrum</i>	1 %	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	<i>Rorippa amphibia</i>	13 %	1 %	2 %	-	-	1 %	3 %	-	-	-
15	<i>Chenopodium album</i>	8 %	5 %	-	1 %	3 %	-	-	-	-	1 %
13	<i>Helianthus tuberosus</i>	6 %	2 %	5 %	1 %	2 %	-	-	-	-	1 %
26	<i>Urtica dioica</i>	14 %	2 %	-	9 %	3 %	1 %	-	-	-	3 %
174	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	39 %	38 %	25 %	41 %	23 %	19 %	17 %	8 %	6 %	-
30	<i>Acer pseudoplatanus</i>	3 %	2 %	4 %	10 %	4 %	4 %	5 %	3 %	3 %	-
1	<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	-	-	-	1 %	-	-	-	-	-	-
1	<i>Cynodon dactylon</i>	-	-	-	1 %	-	-	-	-	-	-
31	<i>Phalaris arundinacea</i>	8 %	6 %	5 %	8 %	1 %	1 %	5 %	8 %	2 %	1 %
58	<i>Festuca arundinacea</i>	-	11 %	13 %	2 %	6 %	13 %	5 %	8 %	9 %	12 %
20	<i>Sedum album</i>	-	2 %	-	4 %	4 %	4 %	2 %	3 %	-	4 %
1	<i>Euphorbia cyparissias</i>	-	-	-	-	1 %	-	-	-	-	-
5	<i>Rubus fruticosus</i> agg.	-	-	-	-	1 %	3 %	-	3 %	-	-
6	<i>Saponaria officinalis</i>	-	1 %	-	-	-	3 %	-	3 %	2 %	-
3	<i>Inula britannica</i>	-	-	-	1 %	-	-	3 %	-	-	-
2	<i>Echinops sphaerocephalus</i>	-	-	-	-	-	-	3 %	-	-	-
3	<i>Melica ciliata</i>	-	-	-	-	1 %	-	2 %	-	-	1 %
12	<i>Crataegus monogyna</i>	-	-	2 %	2 %	2 %	2 %	5 %	3 %	2 %	-
16	<i>Origanum vulgare</i>	-	1 %	-	-	3 %	-	9 %	-	2 %	9 %
184	<i>Cuscuta europaea</i>	6 %	17 %	29 %	13 %	35 %	25 %	21 %	55 %	42 %	19 %
6	<i>Fallopia japonica</i>	1 %	-	-	-	1 %	2 %	-	3 %	2 %	-
45	<i>Artemisia vulgaris</i>	-	4 %	2 %	1 %	6 %	14 %	2 %	-	16 %	10 %
8	<i>Calamagrostis epigejos</i>	-	-	2 %	2 %	-	1 %	-	-	5 %	1 %
11	<i>Humulus lupulus</i>	-	-	2 %	-	2 %	-	2 %	3 %	5 %	4 %
31	<i>Arrhenatherum elatius</i>	1 %	2 %	7 %	1 %	-	4 %	10 %	5 %	3 %	12 %
17	<i>Medicago lupulina</i>	-	-	-	1 %	2 %	2 %	3 %	-	2 %	13 %
5	<i>Cymbalaria muralis</i>	-	-	-	-	2 %	-	2 %	-	-	3 %
1	<i>Lepidium graminifolium</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1 %
1	<i>Eragrostis minor</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1 %
8	unklare Zuordnung	-	2 %	2 %	1 %	1 %	2 %	-	-	2 %	-
<b>Anzahl der Aufnahmen*</b>		<b>72</b>	<b>81</b>	<b>55</b>	<b>93</b>	<b>107</b>	<b>112</b>	<b>58</b>	<b>39</b>	<b>64</b>	<b>68</b>
<b>Anzahl Untersuchungspunkte</b>		<b>47</b>	<b>54</b>	<b>40</b>	<b>57</b>	<b>72</b>	<b>80</b>	<b>41</b>	<b>25</b>	<b>55</b>	<b>61</b>
<b>Untersuchungspunkte (%)</b>		<b>8,8</b>	<b>10,2</b>	<b>7,5</b>	<b>10,7</b>	<b>13,5</b>	<b>15,0</b>	<b>7,7</b>	<b>4,7</b>	<b>10,3</b>	<b>11,5</b>
<b>Anzahl Cluster im Gesamttraum</b>		<b>227</b>	<b>283</b>	<b>226</b>	<b>353</b>	<b>381</b>	<b>437</b>	<b>250</b>	<b>144</b>	<b>356</b>	<b>420</b>
<b>Cluster im Gesamttraum (%)</b>		<b>7,2</b>	<b>9,1</b>	<b>7,2</b>	<b>11,5</b>	<b>12,1</b>	<b>14,3</b>	<b>8,1</b>	<b>4,7</b>	<b>11,7</b>	<b>14,0</b>
<b>Mittlere Artenzahl</b>		<b>17,4</b>	<b>20,1</b>	<b>16,8</b>	<b>15,5</b>	<b>19,2</b>	<b>17,7</b>	<b>16,1</b>	<b>17,4</b>	<b>18,5</b>	<b>16,3</b>

Legende: \*1 Aufnahme am Altarm Namedyer Werth ohne Ufercluster

Anz.: Anzahl an zugeordneten Aufnahmen

Teilweise sind auch Steilufern Betonsockel vorgelagert, so dass im Mittelwasserbereich auf dort abgelagerten Sanden *Phalaris arundinacea*-Säume auch diese Uferformen besiedeln, was z. B. im Bereich der linksrheinischen Bonner Promenade der Fall ist. LUDEWIG (1999:63) kann bezüglich dieser Art an der Saar ebenfalls keine Substratabhängigkeit feststellen. FILZEK (2008:57) stellt in einem an der Ems entwickelten Bewertungsverfahren für Flussufer die Hemerobie zu der Dominanz von *Phalaris arundinacea* in Beziehung und bewertet kleinere Horden dieser Art als naturnahe und wiederum geschlossene Bestände als naturferner, da diese angeblich von der Uferstabilisierung profitieren. Eine solche Abhängigkeit der Hemerobieeinstufung von der Abundanz dieser Röhrichtart kann am Unteren Mittelrhein hingegen nicht bestätigt werden.

Auch *Rorippa sylvestris* als Bidentetea-Charakterart, welche allerdings anthropogene Substrate gut als Sekundärbiotope annimmt, zeigt hinsichtlich der Hemerobie der Ufercluster keine klare Tendenz. Folglich kann bei diesen häufigen Arten im Bereich geringfügig oberhalb des Mittelwassers angenommen werden, dass die Überflutungsdynamik des Rheins die unterschiedlichen Hemerobiestufen überprägt (Tab. 63).

Tabelle 63: Uneinheitliche Verteilung von *Phalaris arundinacea*, *Festuca arundinacea* und *Rorippa sylvestris* auf die Hemerobie-Cluster

Arten	Cluster (Frequenz in %)									
	HC1	HC2	HC3	HC4	HC5	HC6	HC7	HC8	HC9	HC10
	oligohemerob					→ polyhemerob				
<i>Phalaris arundinacea</i>	52,1	40,7	50,9	30,1	33,6	25,9	22,4	43,6	42,2	17,6
<i>Festuca arundinacea</i>	11,0	53,1	40,0	16,1	41,1	49,1	37,9	43,6	62,5	45,6
<i>Rorippa sylvestris</i>	28,8	14,8	18,2	12,9	9,3	9,8	13,8	5,1	12,5	22,1

Während, wie im Folgenden noch ausgeführt wird, einzelne Arten die Uferformen bzw. deren Hemerobiegrade in Form von Uferclustern deutlich charakterisieren, befinden sich unmittelbar oberhalb des Mittelwasserbereiches charakteristische Arten, welche durch die Dominanz der Flusssdynamik die edaphischen Auswirkungen des Verbaus teilweise deutlich überlagern. Dies betrifft auch Neophyten wie z. B. *Lepidium latifolium*, welches auch meist knapp oberhalb der Mittelwasserlinie vorzufinden ist. Diese Ergebnisse werden auch u. a. von SCHOLZ (2009) an naturnahen Elbufern vorgefunden, wo ebenfalls die starke Abhängigkeit von Arten von hydrologischen Parametern nachgewiesen wird, wobei edaphische Parameter nur modifizierend wirken. Hierbei ist ergänzend zu bedenken, dass zumindest *Festuca arundinacea* und *Phalaris arundinacea* von den anthropogenen Pflege- und Verbaumaßnahmen durch Zurückdrängen der Arten der Salicetalia deutlich profitieren.

Unter den Gehölzen zeigt die *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe deutlich weniger hemerobe Strukturen an. Lediglich die Uferform betrachtend wird die Gruppe zu 51 % auf Flachufeln vorgefunden. Hingegen besiedelt die *Acer pseudoplatanus*-Gruppe höhere Uferbereiche mit 60 % Hoch- und Steilufer und zeigt folglich ebenso wie die Sträucher der *Crataegus monogyna*-Gruppe keine klare Präferenz eines Uferclusters an. Dieses Verhalten ist auch bei der *Chaerophyllum bulbosum*-Gruppe zu vermuten, welche allerdings nur durch eine Aufnahme präsentiert wird.

Die den hemeroben Bereich charakterisierende *Sedum album*-Gruppe zeigt deutlich Steilufer an, wobei wenige Vorkommen im Bereich von Flachufeln den speziellen Fall von flachen, mit Schlacken befestigten Ufern betreffen.

Die *Inula britannica*-Gruppe präferiert Hochufer mittlerer Hemerobie, wobei *Allium schoenoprasum* vor allem steilere, hemerobe Hochufer als Sekundärstandorte annimmt. Dies stimmt mit den Untersuchungen von SANDER (1996) an der Elbe überein, welche neben



Arten der Artemisietea auch für *Inula britannica* und *Allium schoenoprasum* einen Verbreitungsschwerpunkt an hemeroben Ufern feststellte. Hierbei schließt die Autorin an dieser Stelle *Juncus compressus* mit ein, wobei diese Art am Unteren Mittelrhein hinsichtlich der Hemerobie als indifferent einzustufen ist.

Beide Aufnahmen der *Echinops sphaerocephalus*-Gruppe stammen von hemeroben Steilufern, welche abseits des Hauptstromes, von Wellenschlag und starker Strömung verschont, sehr sonnig und westexponiert liegen.

Die *Origanum vulgare*-Gruppe und die *Melica ciliata*-Gruppe zeigen einen ähnlichen Verbreitungstyp an und charakterisieren überwiegend westexponierte Steilufer. Die noch hemerobere Steilufer werden dabei deutlich von der *Medicago lupulina*-Gruppe angezeigt, während die *Melica ciliata*-Gruppe als „regionale“ Artengruppe ausschließlich die rechtsrheinischen Ufer in Talengbereichen unterhalb von steilen Felsen bewächst.

Die *Cuscuta europaea*-Gruppe zeigt einen deutlichen Schwerpunkt im Bereich der Hochufer, was zumeist auf die Bestände im Bereich von Pflasterböschungen zurückzuführen ist. Die leicht übererdeten und in unregelmäßigen Zeitabständen entbuschten, wassernahen Flächen bieten gute Standorte für diese Gruppe als Ersatzgesellschaften der Weichholzaue. Die Gattung *Cuscuta* zeigt hierbei innerhalb der *Cuscuta europaea*-Gruppe mehr den weniger hemeroben Flügel auf, so dass alle drei *Cuscuta*-Arten ihren Schwerpunkt mit ca. 40 % der Vorkommen im Bereich von Flachufern haben. Lediglich *Cuscuta lupuliformis* zeigt mit einem Vorkommen von 27 % der Funddaten einen zweiten Schwerpunkt im Bereich der Steilufer, was auf das dortige Vorkommen des Wirtes *Rubus caesius* zurückzuführen ist.

Während die *Saponaria officinalis*-Gruppe mit der Bevorzugung feinerdearmer Böden hinsichtlich der Hemerobie keine klare Tendenz aufzeigt, ist die *Fallopia japonica*-Gruppe überwiegend im hemeroben Bereich aufzufinden.

Die *Artemisia vulgaris*-Gruppe zeigt qualitativ und noch deutlicher quantitativ ebenfalls eine deutliche Präferenz für Hochufer an, was mit der geringeren Überschwemmungstoleranz zu erklären ist. Zudem präferiert sie ebenso wie die *Calamagrostis epigejos*-Gruppe folglich deutlich den hemeroberen Flügel der Ufertypen. Dies hatte auch LUDEWIG (1999:23) für die Arten *Artemisia vulgaris* und *Tanacetum vulgare* an der Saar festgestellt und diese Arten als ruderale Störzeiger und Hemerobie-Zeiger aufgezeigt.

Die eindeutige Präferenz der *Humulus lupulus*-Gruppe für hemerobe Uferstrukturen ist dadurch bedingt, dass Kletterpflanzen dieser Gruppe angeschüttete Wasserbausteine überwachsen und hier dominante Bestände aufbauen. Dies betrifft insbesondere *Humulus lupulus*, aber ebenfalls *Aristolochia clematitis*. Zugleich zeigt die Gruppe einen, wie bereits oben beschrieben (siehe Kap. 4.4.2.2; Pkt. 23), zweiten Schwerpunkt im weniger hemeroben Gehölzrandbereich der Weichholzaue, welcher bei dem hier gewählten Algorithmus allerdings nicht zum Tragen kommt. Dieses bimodale Verhalten der Gruppe zeigt auch die Grenzen der Hemerobieumschreibung abiotischer Standorte durch biotische Artengruppen auf.

Die *Medicago lupulina*-Gruppe präferiert deutlich hemerobe Steilufer. Insbesondere *Poa compressa* und *Erigeron canadensis* gelten hier als Zeigerarten, während *Senecio inaequidens* neben Mauerstandorten einen zweiten Schwerpunkt in spätsommerlich trocken fallenden und ruderalisierten Bidentetea-Gesellschaften aufzeigt.

Die *Arrhenatherum elatius*-Gruppe präferiert ebenso die hemeroben Ufercluster, wobei insbesondere eine deutliche Präferenz für Steilufer auffällt, in deren Mauerritzen sich grasige Fluren etablieren können. Von 31 Zuordnungen werden in 17 Aufnahmen Steilufer, nur in 4 Aufnahmen Flachufer besiedelt.

Die *Cymbalaria muralis*-Gruppe charakterisiert letztendlich eindeutig steilere Mauern, wobei im Bereich von Stufenufern ebenfalls die Steilabschnitte besiedelt sind und so deutlich hemerobe Strukturen angezeigt werden.

Weitere Artengruppen zeigen keine klaren Präferenzen bzw. sind durch zu wenige Aufnahme belegt.

Die Untersuchung hinsichtlich einheitlicher **Sequenzen von Artengruppen** bei der Aufnahme von Transekten im Bereich der einzelnen Cluster ergab aufgrund der Heterogenität der Ufer kaum klare Ergebnisse, welche für die Interpretation der Hemerobie relevant wären. Transekte wurden überwiegend im Bereich der komplexeren Strukturen wenig hemerober Ufer erhoben; hemerobe Ufer ließen sich zumeist mit einer Vegetationsaufnahme abdecken. Auch wenn einzelne Kombinationen wie z. B. *Festuca arundinacea*-Gruppe - *Artemisia vulgaris*-Gruppe für das Cluster HC6 häufiger beobachtet werden, so sind kaum Transekte mit Artengruppen-Sequenzen erkennbar, welche spezifische Ufertypen eindeutig typisieren.

**Clusterbeschreibungen durch modifizierte COCKTAIL-Gruppen:** Auf vorgenannten Ergebnissen aufbauend können im Folgenden die Hemerobie-Cluster mit den klassifizierten Vegetationseinheiten umschrieben und charakterisiert werden. Die Zuordnungen der Artengruppen zu den Hemerobie-Clustern kann wie folgt zusammengefasst werden:

**Cluster HC1:** Das naturnäheste Cluster wird von der *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe dominiert. Bei relativ breiten Ufern von meist flacher Uferform und überwiegend natürlichem Substrat wird der Cluster zu 39 % von Arten der Weichholzaunen-Gruppe bestimmt; *Populus x canadensis* und die Baumweiden erreichen hier ihren Schwerpunkt. Während die *Rorippa amphibia*- und *Chenopodium album*-Gruppe die Flachuferverhältnisse anzeigen, weist die hohe Bedeutung der *Urtica dioica*-Gruppe auf meist natürliche (Boden-)Verhältnisse hin. Die Ufer weisen lediglich zu ca. 14 % Verbaumaßnahmen auf.

**Cluster HC2:** Wiederum sind wie bei Cluster HC1 38 % aller Zuordnungen durch die *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe dominiert, wobei mit 17 % als zweitstärkste Gruppe die *Cuscuta europaea*-Gruppe die schon teilweise lichtereren Standortverhältnisse anzeigt. Lichtere Verhältnisse bei flachen Ufern lassen nun auch die *Festuca arundinacea*-Gruppe relevant werden. Die Ufer sind zu ca. 56 % verbaut, wofür auch der Rückgang insbesondere der *Rorippa amphibia*-Gruppe (bzw. aller Bidentetea-Gruppen) spricht.

**Cluster HC3:** Der Cluster stellt die hemerobsten Flachufer dar, was sich deutlich in dem fast 30 %-igen Anteil der *Cuscuta europaea*-Gruppe niederschlägt. Überhaupt zeigt die *Cuscuta europaea*-Gruppe deutlich eine Zunahme der standörtlichen Hemerobie auf, wobei die Bedeutung dieser Gruppe erst bei stark anthropogen überprägten Steilufern wieder abklingt. Lichtere Verhältnisse verhelfen der *Festuca arundinacea*-Gruppe zu ihrem Optimum, wobei allerdings immer noch die *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe mit 25 % eine bedeutende Rolle in diesem Cluster spielt. Allerdings handelt es sich hierbei aufgrund der geringen Uferbreite meist um Gehölze in Saumbeständen.

**Cluster HC4:** Der Cluster HC4 wird durch schmalere, aber wenig hemerobe Hochufer und auch naturnähere Steilufer dominiert. Vor allem die abstromigen Bereiche der Rheininseln sind hier vertreten und werden aufgrund der geringen Nutzungsintensität und der hier auch ausgesetzten Schnittmaßnahmen im Bereich von Hektometersteinen nochmals von der *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe mit 41 % bestimmt. Natürliche Substrate fördern ebenso die *Urtica dioica*-Gruppe mit 9 % und vorgelagerte *Phalaris arundinacea*-Säume mit 8 %. Die höher gelegenen Böschungsschultern lassen bei gleichzeitig noch wenig verbautem Substrat hier als einziges Cluster die *Acer pseudoplatanus*-Gruppe deutlicher zur Geltung kommen.

**Cluster HC5 und HC8:** Stufenufer stellen aufgrund ihrer Morphologie häufig „Hybride“ von Steil- und Flachufern dar. So klingt in dem weniger hemeroben Cluster HC5 die *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe mit 23 % weiter ab und die *Cuscuta europaea*-Gruppe als Ersatzgesellschaft der Weichholzaue wird mit 35 % zunehmend dominanter. Dieser Effekt setzt sich bei den hemeroberen Stufenufern des Clusters HC8 noch deutlicher fort, wobei die *Cuscuta europaea*-Gruppe auf wenig beschatteten Standorten 55 % und die *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe lediglich noch 8 % einnimmt. Geringe Anteile der *Sedum album*-Gruppe weisen auf die Steilabschnitte dieser Uferform hin.

**Cluster HC6:** Bei den nun deutlich hemeroberen Hochufern des Clusters HC6 sinkt die Dominanz der *Brachypodium sylvaticum*-Gruppe auf 19 % und steigt die Bedeutung der *Cuscuta europaea*-Gruppe auf 25 % an, was Ausdruck der geringeren Beschattung und hemeroberen Substrate ist. Auffällig ist auch die Bedeutung der *Artemisia vulgaris*-Gruppe mit 14 %, welche besonders charakteristisch für Hochufer ist und in dem stark hemeroben Hochufer-Cluster HC9 ihr Optimum erreicht.

**Cluster HC7:** Der Cluster HC7 stellt die mäßig hemeroben Steilufer dar, bei welchen aufgrund der Steilheit die *Festuca arundinacea*-Gruppe mit 5 % an Bedeutung verliert. Die *Arrhenatherum elatius*-Gruppe hat hier mit 10 % ebenso wie in den stark hemeroben Steilufern des Clusters HC10 ihren Hauptfokus. Auch die *Origanum vulgare*-Gruppe hat in beiden Clustern der hemeroben Steilufer mit 9 % ihren Schwerpunkt und zeigt verbaute, steile Standortbedingungen an. Die *Inula britannica*-Gruppe ist hier ebenso wie die *Echinops sphaerocephalus*-Gruppe am häufigsten vorzufinden, allerdings nur mit jeweils 3 %.

**Cluster HC9:** Eine starke *Cuscuta europaea*-Gruppe mit 42 % im unteren Böschungsbereich und der Schwerpunkt der *Artemisia vulgaris*-Gruppe mit 16 % im oberen Böschungsbereich sind typisch für hemerobe Hochufer. Aber auch die *Calamagrostis epigejos*-Gruppe findet ihr Optimum mit 5 % in den oberen Bereichen der hemeroben Hochufer.

**Cluster HC10:** In dem Cluster der stark hemeroben Steilufer setzen sich die *Arrhenatherum elatius*- und *Origanum vulgare*-Gruppen noch mehr durch. Insbesondere charakteristisch ist die *Medicago lupulina*-Gruppe mit 13 %, welche hier deutlich ihr Optimum erreicht. Neben der Dominanz der thermophilen Artengruppen finden Gehölz-Artengruppen hier keine geeigneten Standorte mehr vor. Arten der *Festuca arundinacea*-Gruppe sind allerdings immer noch am Fuß der Steilufer vorzufinden.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass, wenn auch einzelne Artengruppen nur durch eine geringe Anzahl von Aufnahmen belegt sind, sich in hohem Maße die Hemerobie-Clustertypen durch die mittels der modifizierten COCKTAIL-Methode erstellten Artengruppen beschreiben lassen. Eine klare Differenzierung von Pflanzengesellschaften hinsichtlich der Hemerobie ist erkennbar.

#### 4.5.2 Idiotaxonomische Betrachtung der Hemerobie

Im Folgenden wird die Bedeutung der Arten hinsichtlich der Hemerobie unabhängig von der biotischen Klassifizierung zu den Hemerobie-Clustern analysiert. Es stellt sich die Frage, inwiefern die überwiegend abiotische Hemerobie von Ufern durch regionale und habitatspezifische „Zeigerarten“ ausgedrückt werden kann und folglich Zeigerarten der einzelnen Ufer-typen abgeleitet werden können. Wertgebende Parameter sind hierbei neben der Beschattung und dem Substrat, die Uferform, das Uferumfeld, die Uferbreite und der Uferverbau.

Vorab ist zu klären, ob die Hemerobie-Cluster durch einzelne **charakteristische Zeigerarten** geprägt werden. Hierzu wurde wiederum die bereits unter Kap. 4.4.3.2 angewandte „**indicator species analysis**“ durchgeführt (Tab. 64), wobei nur Arten mit  $p < 0,02$  angegeben werden ( $p = (1 + \text{number of runs} \geq \text{observed}) / (1 + \text{number of randomized runs})$ ). Ausschließlich Arten mit mindestens 10 Nachweisen wurden ausgewertet.

Tabelle 64: "Zeigerarten" der Hemerobie-Cluster mittels „indicator species analysis“

Cluster	Zeigerart	p < 0,02
HC1	<i>Impatiens glandulifera</i>	0,0002
	<i>Persicaria lapathifolia</i>	0,0002
	<i>Rorippa amphibia</i>	0,0002
	<i>Urtica dioica</i>	0,0002
	<i>Veronica catenata</i>	0,0002
	<i>Persicaria hydropiper</i>	0,0002
	<i>Lythrum salicaria</i>	0,0014
	<i>Helianthus tuberosus</i>	0,0020
	<i>Brassica nigra</i>	0,0022
	....und weitere	
HC2	<i>Erysimum cheiranthoides</i>	0,0004
	<i>Xanthium saccharatum</i>	0,0024
	<i>Populus x canadensis_B</i>	0,0044
	<i>Festuca arundinacea</i>	0,0102
	<i>Arctium lappa</i>	0,0126
HC3	<i>Solidago gigantea</i>	0,0004
	<i>Fallopia baldschuanica</i>	0,0152
	<i>Asparagus officinalis</i>	0,0154
	<i>Populus x canadensis_S</i>	0,0160
HC4	<i>Sambucus nigra_S</i>	0,0004
	<i>Robinia pseudoacacia_B</i>	0,0040
	<i>Alliaria petiolata</i>	0,0064
HC5	<i>Saponaria officinalis</i>	0,0168
HC6	<i>Elymus repens</i>	0,0026
HC7	<i>Echinops sphaerocephalus</i>	0,0002
	<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,0002
	<i>Dactylis glomerata</i>	0,0054
	<i>Origanum vulgare</i>	0,0054
HC8	<i>Stachys palustris</i>	0,0036
	<i>Cuscuta gronovii</i>	0,0070
	<i>Valeriana excelsa</i> ssp. <i>excelsa</i>	0,0090
	<i>Rubus caesius</i>	0,0106
	<i>Clematis vitalba</i>	0,0142
HC9	<i>Artemisia vulgaris</i>	0,0002
	<i>Convolvulus arvensis</i>	0,0002
	<i>Silaum silaus</i>	0,0002
	<i>Melilotus altissimus</i>	0,0004
	<i>Equisetum arvense</i>	0,0006
	<i>Vicia cracca</i>	0,0014
	<i>Tanacetum vulgare</i>	0,0020
	<i>Achillea ptarmica</i>	0,0020
	<i>Potentilla reptans</i>	0,0038
	<i>Euphorbia esula</i>	0,0098
HC10	<i>Achillea millefolium</i>	0,0002
	<i>Erigeron canadensis</i>	0,0002
	<i>Taraxacum officinale</i> agg.	0,0002
	<i>Poa compressa</i>	0,0002
	<i>Hypericum perforatum</i>	0,0002
	<i>Hieracium sabaudum</i>	0,0002
	....und weitere	

Insbesondere die beiden hemeroben und weniger hemeroben Pole sind durch Zeigerarten deutlich gekennzeichnet, so dass in obiger Tab. 64 nur die wesentlichsten Zeigerarten diesbezüglich aufgeführt wurden. Hingegen weisen die Übergangskluster entsprechend schwächere Werte diesbezüglich auf. Deutlich zeigen sich die Bidentetea-Arten der wenig hemeroben Flachufer des Clusters HC1 und der nur leichte ruderalen Einfluss des Clusters HC2. *Solidago gigantea* zeigt den lichtereren Charakter von HC3. *Sambucus nigra* und *Robinia pseudoacacia* betonen die stark beschatteten, wenig hemeroben Steilufer von Cluster HC4. Hinsichtlich der intermediären Cluster HC5 und HC6 sind kaum Zeigerarten erkennbar, wobei der zunehmende ruderaler Charakter trotzdem erkennbar ist.

Mäßig hemerobe Steilufer des Clusters HC7 werden deutlich durch Arten der Arrhenathereten geprägt. Cluster HC8 zeigt eine leichte Präferenz für Arten des Filipendulion, ist allerdings aufgrund seiner „hybridogenen“ Form als Stufenufer schwach durch Zeigerarten gekennzeichnet. Die hemeroben Hochufer des Clusters HC9 zeigen eine deutliche Neigung zu den Agropyretalia auf. Schließlich sind es die thermophilen und ruderalen Arten, welche die hemerobsten Steilufer aufzeigen.

Letztendlich lassen sich in gewissem Umfang charakteristische Arten für die Cluster benennen, wobei die Übergangszustände hinsichtlich der Hemerobie und der Uferform (insbesondere bei Stufenufern) ihrer Natur gemäß kaum charakterisiert sind. Aufgrund der breiten Standortamplitude der meisten Arten lässt hingegen das Vorfinden solcher hier definierter Zeigerarten nur sehr bedingt einen eindeutigen Rückschluss auf die Hemerobie des Standortes zu.

Eine floristische Charakterisierung von Ufertypen unterschiedlicher Hemerobie ist in der Literatur kaum zu finden. BRANDES (1996a:9) stellt die Frage nach Zeigerarten von Gewässerabschnitten im Längsverlauf von der Quelle bis zur Mündung und kommt zum Schluss, dass diese in einem Cluster eine Frequenz von 60 % erreichen sollten und ansonsten fehlen bzw. eine mindestens zwei Klassen niedrigere Frequenz erreichen. Eine solche Vorgehensweise ist bei vorliegender Untersuchung mit einem relativ kurzen Untersuchungsabschnitt hingegen nicht möglich. SANDER (1996) findet auffällige Frequenzunterschiede in Abhängigkeit von befestigten und unbefestigten Ufern an einem 37 km langen Abschnitt der Elbe, wobei allerdings die Hemerobie der Ufer nicht näher differenziert wird.

#### 4.5.2.1 Regionale Hemerobie-Zeiger

Es stellt sich die Frage, inwieweit die Standorthemerobie bzw. abiotische Hemerobie mit der Vegetationshemerobie korreliert. Für letztere können als Parameter die Hemerobiestufen nach KLOTZ & BRIEMLE (2002) verwandt werden. Bei alleiniger Verwendung solcher, bereits definierter Hemerobie-Werte besteht die Gefahr eines Zirkelschlusses, so dass diese Daten für vorliegenden Untersuchungsraum vorab individuell aus den zumeist abiotischen Strukturen abzuleiten sind.

Zur Charakterisierung der qualitativen Daten hinsichtlich der Arten zu den Hemerobie-Clustern und der Herausarbeitung von **clusterübergreifenden Hemerobie-Zeigern bzw. Ahemerobie-Zeigern** wurde mittels des Programms JUICE hinsichtlich der quantitativen Beziehungen die „Durchschnittliche Deckung“ („total cover value (TCV)“ nach BARKMANN (1989) bzw. Durchschnittliche Deckung = Summe (% Deckung) / Anzahl Datensätze) berechnet und ausgewertet, wobei dieser Wert die Artmächtigkeit und Stetigkeit in einer einzigen mathematischen Größe zusammenfasst.

In den Tab. 65 und 66 sind **lokale Zeigerarten für unterschiedliche Hemerobiegrade** unabhängig von einer biotischen Klassifikation aufgeführt. Die Auswertung der Daten erfolgte durch gewichtete Differenz der jeweils zuvor erfolgten Summenbildung der hemerobsten (HC9 und HC10; Tab. 65) bzw. der weniger hemeroben Cluster (HC1 bis HC4; Tab. 66), wo-

bei nur in Grenzfällen auch die weiteren Cluster berücksichtigt wurden. Es wurden ausschließlich Arten mit mindestens 10 Nachweisen in den Vegetationsaufnahmen ausgewertet.

Als Hemerobie-Zeigerarten können im Bereich der Ufer des Unteren Mittelrheins die Arten der *Artemisia vulgaris*-Gruppe, aber ebenso Arten der *Silaum silaus*- und einiger trockener, thermophiler Artengruppen bezeichnet werden. Sie charakterisieren insbesondere Hochufer und besiedeln somit meist gepflasterte Uferbefestigungen mit vorgelagerten Wasserbausteinen.

Diese Ergebnisse decken sich mit den Ausführungen von LUDEWIG (1999), welche mit zunehmenden Wasserbaumaßnahmen eine Zunahme von *Tanacetum vulgare* und *Artemisia vulgaris* sah. Ebenso sind die meisten trockenheitsliebenden Arten wie z. B. *Sedum album*, *Origanum vulgare* und *Hypericum perforatum* auf hemerobe Bereiche konzentriert. Für einige Arten mit geringeren Frequenzen wie z. B. *Lepidium graminifolium* ließe sich die Liste deutlich weiter führen.

Weiterer Hemerobie-Zeiger ist *Humulus lupulus*, wobei aber auch *Clematis vitalba* als Kletterpflanze hervorsteicht. Beide Kletterer besiedeln auch bevorzugt Pflasterflächen oder Wasserbausteine.

Die Auswertung ergab ebenfalls mehrere Gehölzarten der Hartholzauwe, welche allerdings im vorliegenden Falle vor allem höhere Ufer anzeigen und deshalb hier nicht als Hemerobie-Zeiger gewertet wurden.

*Allium schoenoprasum* zeigt hinsichtlich der Hemerobie eine bimodale Verteilung: Mit Abstand dominiert die Art auf Pflasterböschungen, welche aus idiotaxonomischer Sicht (Tab. 67; Seite 208) klar erkennbar sind, während weitere Vorkommen auf natürlichen Felsstandorten als ursprünglichen Schwerpunkt sich nur in der Betrachtung der Substrate (Tab. 71; Seite 223) aus syntaxonomischer Sicht widerspiegeln. Die Gesamtsituation der *Inula britannica*-Gruppe ist allerdings wiederum als stärker hemerob einzustufen (Tab. 62; Seite 198).

Ziemlich deutlich grenzen folglich einzelne Arten hemerobe Strukturen ab, wobei einige an Sekundärstandorten der Ufer des Unteren Mittelrheins als Apophyten zu verstehen sind und in ihren natürlichen Habitaten wiederum durchaus ahemerobe Strukturen aufzeigen.

Tabelle 65: Hemerobie-Zeiger am Unteren Mittelrhein; Auswertung mittels des Barkman's TCV  
(rot: höchste Werte; gelb: zweitrangige Werte)

Art	mittlere Deckung (Barkman's TCV = SUM (% cover) / number of relevés)									
	HC1	HC2	HC3	HC4	HC5	HC6	HC7	HC8	HC9	HC10
	oligohemerob					polyhemerob				
<i>Achillea millefolium</i>	0,08	0,40	0,43	0,05	0,71	1,37	0,76	0,22	1,63	1,95
<i>Humulus lupulus</i>	0,06	0,12	0,01	0,27	0,73	0,67	0,61	1,31	1,91	2,35
<i>Scorzoneroide autumnalis</i>	-	0,04	-	-	-	0,05	0,01	-	0,14	0,75
<i>Pimpinella saxifraga</i>	-	-	-	-	-	0,02	0,14	-	0,24	0,40
<i>Daucus carota</i>	-	0,15	0,01	0,01	0,34	0,10	0,55	0,06	0,12	0,73
<i>Hypericum perforatum</i>	-	0,23	0,15	0,52	0,21	0,46	0,73	0,57	0,50	1,05
<i>Erigeron canadensis</i>	-	0,02	-	-	0,01	0,06	0,03	0,03	0,02	0,33
<i>Melica ciliata</i>	-	-	-	-	0,12	-	0,12	0,05	-	0,58
<i>Cichorium intybus</i>	0,04	0,02	0,03	0,05	0,12	0,03	0,07	0,01	0,08	0,41
<i>Poa compressa</i>	0,04	0,07	0,23	0,06	0,36	0,30	0,12	-	0,01	1,00
<i>Medicago x varia</i>	-	0,99	1,44	0,03	0,53	1,45	1,78	1,54	2,35	1,81
<i>Melilotus altissimus</i>	0,06	0,77	0,24	0,12	1,38	1,58	0,53	4,09	5,15	0,21
<i>Pastinaca sativa</i>	-	0,01	-	-	0,05	0,17	0,36	0,12	0,46	0,14
<i>Silaum silaus</i>	0,07	-	-	-	0,14	0,04	0,18	0,03	1,14	0,03
<i>Equisetum arvense</i>	0,01	0,08	0,11	0,01	0,56	0,20	0,06	0,09	1,40	0,44
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,02	0,15	0,03	0,01	0,11	0,15	0,11	0,02	0,34	0,08
<i>Picris hieracioides</i>	-	0,51	-	0,01	0,33	0,10	0,49	0,93	0,29	0,84
<i>Medicago lupulina</i>	0,01	0,01	0,08	0,01	0,05	0,01	0,02	0,52	0,25	0,11
<i>Clematis vitalba</i>	0,25	0,50	-	1,22	3,68	2,70	1,06	4,95	2,78	3,34
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	0,01	0,03	-	0,04	0,04	0,08	0,19	-	0,19	0,09
<i>Origanum vulgare</i> *	-	0,78	-	0,09	0,14	0,08	1,59	0,16	0,21	1,31
<i>Sedum album</i>	-	0,56	-	0,68	1,47	1,71	2,49	0,23	-	2,46
<i>Senecio inaequidens</i>	0,15	0,25	0,09	0,29	0,70	0,43	1,78	0,16	0,46	1,63
<i>Allium schoenoprasum</i>	-	0,01	-	-	0,06	0,14	0,74	0,03	0,24	0,08
<i>Tanacetum vulgare</i>	0,38	0,98	0,36	0,49	1,19	3,20	0,41	1,45	2,82	1,73
<i>Cymbalaria muralis</i>	-	-	-	-	0,31	0,02	-	-	-	0,24

\* Vorkommen in wenig hemeroben Clustern in Bereichen von Sichtschneisen

Ebenso wurden die Daten hinsichtlich Arten mit Präferenz von Standorten der weniger hemeroben Cluster ausgewertet (Tab. 66).

Als Zeigerarten für **weniger hemerobe Strukturen** sind u. a. *Helianthus tuberosus*, *Brassica nigra*, *Impatiens glandulifera*, *Arctium lappa* und *Urtica dioica* typisch, aber auch Pappeln und Baumweiden und weitere Arten der Weichholzaue und der Glechometalia wie z. B. *Alliaria petiolata* und *Glechoma hederacea*.

Insbesondere das Vorkommen von invasiven Neophyten in dieser Auflistung ist an dieser Stelle bemerkenswert. Die aufgeführten Arten sind allerdings nur im konkreten Raum und Biotop als „Ahemerophyten“ einzustufen. Zudem stellen weitere in geringeren Frequenzen nachgewiesene Bidentetea-Arten wie *Gnaphalium uliginosum*, *Chenopodium glaucum*, *Bidens cernuus*, *Rumex palustris*, *Rumex maritimus* und *Bidens radiatus* Zeiger sehr natürlicher Lebensräume mit einer hohen Dynamik dar und sind ebenfalls als Zeiger wenig anthropogener Strukturen zu verstehen ebenso wie Arten mit hohem Wasseransprüchen, wie dies auch z. B. SANDER (1996) an der Elbe für z. B. *Pulicaria vulgaris* und *Limosella aquatica* nachwies.



Tabelle 66: Zeiger weniger hemerober Standorte am Unteren Mittelrhein; Auswertung mittels des Barkman's TCV; (rot: höchste Werte; gelb: zweitrangige Werte)

Art	mittlere Deckung (Barkman's TCV = SUM (% cover) / number of relevés)									
	HC1	HC2	HC3	HC4	HC5	HC6	HC7	HC8	HC9	HC10
	oligohemerob					polyhemerob				
<i>Chenopodium album</i>	0,94	0,82	0,12	0,04	0,62	0,01	0,02	0,29	-	-
<i>Rorippa sylvestris</i>	1,37	0,62	0,54	0,09	0,54	0,60	0,37	0,10	0,12	0,18
<i>Chenopodium rubrum</i>	0,17	0,06	-	-	0,01	-	0,02	-	-	-
<i>Brassica nigra</i>	1,43	0,85	0,04	0,63	0,11	0,25	0,04	0,13	-	-
<i>Chenopodium polyspermum</i>	0,62	0,33	0,08	0,05	0,04	0,01	0,07	-	-	-
<i>Salix x rubens_B</i>	5,99	3,91	3,64	3,23	3,44	1,67	2,24	1,54	-	-
<i>Persicaria lapathifolia</i> ssp. <i>lapathifolia</i> *	0,78	0,38	0,64	0,02	0,13	-	0,09	0,01	-	0,02
<i>Urtica dioica</i>	11,95	2,03	0,83	11,61	1,93	1,47	1,15	0,48	0,51	0,63
<i>Veronica catenata</i>	2,74	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Impatiens glandulifera</i>	8,03	1,08	0,47	3,96	1,51	0,67	0,23	0,73	0,16	0,27
<i>Salix alba_B</i>	4,59	1,24	1,73	2,53	1,73	1,25	1,21	1,54	-	-
<i>Salix viminalis_S</i>	1,21	0,19	-	0,37	0,19	0,18	-	-	-	0,12
<i>Lythrum salicaria</i>	1,59	0,06	0,03	0,01	0,02	0,01	0,78	0,05	-	0,24
<i>Rorippa amphibia</i>	1,69	-	-	0,15	0,01	-	0,26	-	-	-
<i>Persicaria hydropiper</i>	0,75	0,04	-	0,04	-	-	0,04	-	0,05	-
<i>Populus x canadensis_B</i>	14,18	19,00	8,09	15,24	8,89	5,35	6,64	1,03	1,27	-
<i>Phragmites australis</i>	0,22	1,05	0,38	0,01	0,11	-	-	0,03	-	-
<i>Xanthium saccharatum</i>	-	0,18	0,18	-	-	-	-	-	-	-
<i>Helianthus tuberosus</i>	3,70	0,10	3,84	1,45	0,3	0,05	0,17	1,16	0,02	-
<i>Salix fragilis_B</i>	-	0,74	1,46	0,59	0,42	0,82	-	-	-	-
<i>Arctium lappa</i>	0,42	0,50	0,20	0,56	0,39	0,04	0,07	0,03	0,02	-
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0,16	1,69	0,48	1,70	0,52	0,80	0,02	0,03	0,11	-
<i>Stellaria aquatica</i>	0,03	0,08	-	0,43	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,03
<i>Robinia pseudoacacia_B</i>	2,33	2,20	0,73	5,48	0,94	1,74	1,09	0,26	-	-
<i>Carex acuta</i>	0,13	0,15	0,19	-	0,33	0,01	0,17	-	-	-

\* *Persicaria lapathifolia* ssp. *brittingeri* ist ebenfalls hier einzustufen und wurde mit vielen weiteren Arten geringer Frequenz hier nicht aufgeführt

Auch naturnahe höhere Ufer werden diesbezüglich am Böschungsfuß meist durch schmale Streifen therophytischer Bidentetea-Arten auf Längsbänken geprägt. Therophyten, welche aufgrund der hohen Dynamik von Erosion, Sedimentation und Überschwemmung spezifische Habitate besiedeln, sind für wenig hemerobe Strukturen ebenso charakteristisch wie z. B. *Xanthium saccharatum*.

Diese Einschätzung ist allerdings stets in Zusammenhang mit der jährlichen Wasserganglinie zu sehen, wobei im Jahr 2013 durch das Hochwasser in der Vegetationsperiode die Therophyten der Bidentetea in eine Vielzahl von Flachufeln unterschiedlicher Hemerobie vorgestoßen sind und folglich temporär nur bedingt als Zeiger geringer Hemerobie zu sehen waren. Weitere Arten wie z. B. *Juncus compressus* sind hinsichtlich des Substrates so indifferent, dass sie sich als Zeigerart für Hemerobiestufen wiederum nicht eignen.

Letztendlich sei für den Unteren Mittelrhein auch noch auf seltene, außerhalb der Vegetationsaufnahmen vorkommende Arten verwiesen, welche ahemerobe Räume besiedeln, wie z. B. *Hippuris vulgaris*, *Eleocharis acicularis*, *Equisetum x moorei* und *Euphorbia palustris*.

Insofern können in Tab. 65 und Tab. 66 aufgeführte Arten in der Summe als lokale Zeiger für den jeweiligen Hemerobiegrad der Ufer des Unteren Mittelrheins betrachtet werden. KLOTZ & BRIEMLE (2002) stellen in der Datenbank BIOLFLOR für Arten individuelle Hemerobie-Werte zusammen, wobei sie nicht einzelne Zeigerwerte, sondern den Arten für deren jeweiligen Standortamplituden Hemerobiestufen zuordnen. Dies ist bei indigenen Arten auch deshalb von Bedeutung, da breite Hemerobieamplituden Apophytisierungsprozesse andeuten können. Die Autoren nehmen hierbei das Vorkommen oder Fehlen von Arten in mehr oder weniger naturnahen Biotopen als Basis für die Einstufung und fußen folglich auf rein empirischen Grundlagen.

Hierbei fällt auf, dass sich die Einstufung der Arten in **Hemerobiestufen nach KLOTZ & BRIEMLE (2002)** in den regionalisierten Hemerobie-Werten der Ufervegetation des Unteren Mittelrheins nur bedingt widerspiegelt (siehe Tab. 67).

Tabelle 67: Vergleich der lokalen Hemerobie-Zeigerwerte am Unteren Mittelrhein mit den Hemerobiestufen nach KLOTZ & BRIEMLE (2002)

lokale Hemerobie-Zeiger am Unteren Mittelrhein (eu-polyhemerob)	Hemerobiestufen nach KLOTZ & BRIEMLE (2002)	lokale Zeiger geringer Hemerobie am Unteren Mittelrhein (oligo-mesohemerob)	Hemerobiestufen nach KLOTZ & BRIEMLE (2002)
<i>Allium schoenoprasum</i>	oligo - mesohemerob	<i>Arctium lappa</i>	meso - $\beta$ -euhemerob
<i>Achillea millefolium</i>	oligo - $\beta$ -euhemerob	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	oligo - mesohemerob
<i>Cichorium intybus</i>	meso - $\alpha$ -euhemerob	<i>Brassica nigra</i>	$\alpha$ -eu - polyhemerob
<i>Clematis vitalba</i>	oligo - polyhemerob	<i>Carex acuta</i>	oligo - mesohemerob
<i>Convolvulus arvensis</i>	meso - polyhemerob	<i>Chenopodium album</i>	$\beta$ -eu - polyhemerob
<i>Daucus carota</i>	meso - $\alpha$ -euhemerob	<i>Chenopodium polyspermum</i>	$\beta$ -eu - $\alpha$ -euhemerob
<i>Equisetum arvense</i>	meso - polyhemerob	<i>Chenopodium rubrum</i>	$\beta$ -eu - polyhemerob
<i>Erigeron canadensis</i>	$\beta$ -eu - polyhemerob	<i>Helianthus tuberosus</i>	$\beta$ -eu - $\alpha$ -euhemerob
<i>Humulus lupulus</i>	oligo - $\beta$ -euhemerob	<i>Impatiens glandulifera</i>	meso - polyhemerob
<i>Hypericum perforatum</i>	oligo - polyhemerob	<i>Lythrum salicaria</i>	oligo - mesohemerob
<i>Medicago lupulina</i>	meso - $\alpha$ -euhemerob	<i>Persicaria hydropiper</i>	meso - $\alpha$ -euhemerob
<i>Medicago x varia</i>	meso - $\beta$ -euhemerob	<i>Persicaria lapathifolia</i> ssp. <i>lapathifolia</i>	meso - polyhemerob
<i>Melica ciliata</i>	oligo - mesohemerob	<i>Phragmites australis</i>	oligo - $\beta$ -euhemerob
<i>Melilotus altissimus</i>	meso - $\beta$ -euhemerob	<i>Populus x canadensis</i>	meso - $\beta$ -euhemerob
<i>Origanum vulgare</i>	oligo - mesohemerob	<i>Robinia pseudoacacia</i>	oligo - $\beta$ -euhemerob
<i>Pastinaca sativa</i>	meso - $\alpha$ -euhemerob	<i>Rorippa amphibia</i>	oligo - mesohemerob
<i>Picris hieracioides</i>	oligo - $\alpha$ -euhemerob	<i>Rorippa sylvestris</i>	meso - $\alpha$ -euhemerob
<i>Pimpinella saxifraga</i>	oligo - mesohemerob	<i>Salix alba</i>	oligo - $\beta$ -euhemerob
<i>Poa compressa</i>	oligo - polyhemerob	<i>Salix fragilis</i>	oligo - $\beta$ -euhemerob
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	oligo - polyhemerob	<i>Salix viminalis</i>	oligo - $\beta$ -euhemerob
<i>Scorzoneroideis autumnalis</i>	meso - $\beta$ -euhemerob	<i>Salix x rubens</i>	oligo - $\beta$ -euhemerob
<i>Sedum album</i>	oligo - mesohemerob	<i>Stellaria aquatica</i>	oligo - $\beta$ -euhemerob
<i>Senecio inaequidens</i>	$\beta$ -eu - polyhemerob	<i>Urtica dioica</i>	oligo - $\beta$ -euhemerob
<i>Silaum silaus</i>	oligo - mesohemerob	<i>Veronica catenata</i>	oligo - $\beta$ -euhemerob
<i>Tanacetum vulgare</i>	meso - $\beta$ -euhemerob	<i>Xanthium saccharatum</i>	-

Die spezifische hemerobe Überprägung der Ufer lässt sich insofern mit bundesweit verifizierten Zeigerwerten für Hemerobie nicht interpretieren. KOWARIK (1999) weist bereits darauf hin, dass Hemerobie-Zeigerarten regional ausgerichtet und bei Übertragung in andere Regionen kritisch zu hinterfragen sind. In einer weiteren Arbeit ergänzt der Autor, dass Hemerobie-

Werte immer nur das Schwerpunkt-vorkommen unter den Konkurrenzbedingungen eines bestimmten Gebietes ausdrücken (KOWARIK 1988:167). HORNSCHUCH & RIEK (2009) machen auch für Waldstandorte auf eine regionale Gültigkeit von Hemerobie-Zeigerwerten aufmerksam. Ebenfalls HILL et al. (2002) berichten von Schwierigkeiten hinsichtlich der Übertragbarkeit der Hemerobiewerte bei flächigen Untersuchungen in Mittelengland.

Vorliegende Ergebnisse unterstreichen die regionalspezifische Interpretation von Hemerobie-Zeigerwerten, wobei solche Aussagen sogar biotopspezifisch zu verstehen sind.

Ein Rückschluss von gewichteten Hemerobie-Werten der Arten nach KLOTZ & BRIEMLE (2002) auf die abiotische Hemerobie bzw. auf die naturschutzfachliche Wertigkeit von Ufern wie z. B. sie OSTENDORP et al. (2009) an Bodensee umsetzen oder KIM (1996) an kleineren Fließgewässern Brandenburgs einsetzt, ist bei anthropogen so stark überprägten Uferstrukturen wie am Unteren Mittelrhein nicht zielführend.

Die Verteilung der Hemerobiewerte nach KLOTZ & BRIEMLE (2002) auf die hier definierten Hemerobie-Cluster wurde untersucht und ergab keine nachvollziehbaren Zusammenhänge. ASMUS (1987:150) leitete die Hemerobie der Ufer der Regnitz mit Hemerobiewerten nach KUNICK (1974) aus dem Raum Berlin ab und sieht allerdings hierbei nur bei wenigen Werten den Bedarf von Abänderungen von Hemerobie-einstufungen. Inwiefern eine solche Ableitung der Hemerobie in weniger anthropogen veränderten Ufern gerechtfertigt ist, kann an dieser Stelle nicht bewertet werden. Diese Vorgehensweise ist bei stark anthropogen überformten Ufer des Unteren Mittelrheins auf jeden Fall nicht zu vertreten.

#### 4.5.2.2 Neophyten als Hemerobie-Zeiger

Ziel der vorliegenden Arbeit ist keine umfassende Bewertung von Neophyten an anthropogen überprägten Flussumfern, sondern die Klärung hinsichtlich ihrer Aussagekraft im Kontext der Hemerobie.

In dem Zusammenhang wird zumeist die Charakterisierung anthropogener Einflüsse durch das Auftreten von **Neophyten als Hemerobie-Zeiger** gedeutet (ESER 1999, WILLMANN 1998). Auch OSTENDORP et al. (2009) stellen am Beispiel des Bodenseeufer eine positive Korrelation zwischen der Zunahme der Hemerobie und einer Zunahme von Neophyten fest. Neophyten werden als Hemerobie-Zeiger bzw. als Zeiger defizitärer Strukturen gesehen wie z. B. bei der Ableitung morphologischer Entwicklungsziele für den rheinland-pfälzischen Rhein (BÜRO FÜR UMWELTBEWERTUNG UND GEOÖKOLOGIE 2004).

Diese Sichtweise wird allerdings auch kritisch hinterfragt. So verweist KOWARIK (1988:57) auf die bei Neophytenvorkommen an Ufern gleichzeitig vorhandenen anthropogenen und natürlichen Störungen, ohne eine von beiden Störungsformen hierfür alleinig ursächlich machen zu können. Auch wird vom Autor auf das potenzielle Vorhandensein ortsnahe Diasporenquellen bzw. das Beseitigen von Ausbreitungsbarrieren als Ursache von Neophytenvorkommen hingewiesen, was einen verallgemeinerungsfähigen Rückschluss auf die Hemerobie des Standortes nicht zulässt.

DIERSCHKE (1994:70) ordnet den einzelnen Hemerobiestufen jeweils die Anzahl von Neophyten als Hemerobie-Zeiger zu, was hierbei ebenfalls impliziert, dass eine zunehmende Anzahl an Neophyten eine zunehmende Hemerobie aufzeigt (z. B. in Anlehnung an BLUME & SUKOPP (1976): < 5 % Neophyten bei oligohemerober Vegetation bis > 22 % Neophyten bei polyhemerober Vegetation). Auch wenn der Autor diese Werte ausdrücklich auf Berlin bezieht, werden Skalen in Anlehnung an obige Gliederung z. B. im Rahmen von Effizienzkontrollen von Gewässerrenaturierungen (JEHN 2001:28) als Bewertungsindikatoren eingesetzt. KOWARIK (1999:9) betont, dass im Sinne des historischen Ansatzes Neophyten als Zeiger geringer Naturnähe zu verstehen sind, weist aber ebenfalls darauf hin, dass die florenge-schichtlichen Abgrenzungen hinsichtlich des aktualistischen Ansatzes der Hemerobie irrelevant sind, sondern nur der Schwerpunkt der Einnischung in hemerobe Strukturen von Be-

deutung ist. Insbesondere hinsichtlich eingebürgerter Agriophyten dürfte eine Aussagekraft zur Hemerobie von geringer Bedeutung sein. KOWARIK (1999) ergänzt dies dahingehend, dass hierbei erst die quantitativen Daten einen ökologischen Aufschluss bieten. Seitens des Landesumweltamtes von Nordrhein-Westfalen werden die Neophyten der Rheinufer dann auch ausdrücklich als Bestandteil der vegetationskundlichen Leitbilder betrachtet (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 2003b:12).

KOPECKÝ (1967) findet in einer älteren Arbeit in Mittelmähren allerdings einen direkten **Zusammenhang zwischen dem Flussausbau und der Ausbreitung von Neophyten**, was von SCHWABE & KRATOCHWIL (1991) für Gewässer in Südwestdeutschland bestätigt wird. An der Saar sieht LUDEWIG (1999:25) ebenfalls eine Korrelation zwischen dem Ausbaugrad und der Neophytenanzahl. Insbesondere die Störung der Standorte durch Veränderung der Überflutungsdynamik, aber auch das Absinken des Grundwasserniveaus sollen anhand der Ausbreitung der Neophyten erkennbar sein. Der Trophiegrad als Standortfaktor wiederum dürfte aufgrund der auch natürlicherseits hohen Stickstoffversorgung in den Uferbereichen kein ursächlicher Standortfaktor für eine Neophytenverbreitung darstellen. So berichtet z. B. BRANDES (2007), dass sich die Nährstoffbelastung der Elbe in den letzten 15 Jahren deutlich verbessert hat, ohne dass sich dieses in den Stickstoffzahlen der Uferpflanzen bemerkbar gemacht hätte und führt die natürliche Stickstoffmineralisation auf eine für Ufervegetation charakteristische rechtsschiefe Verteilung der Stickstoffzahlen nach ELLENBERG et al. (2001) zurück.

MÜLLER (1995) und WILLMANN (1998) sehen **anthropogene und natürliche Störungen** als ursächlich für das Eindringen von Neophyten an und stellen einen unmittelbaren Zusammenhang zwischen anthropogenen Eingriffen und Neophyten fest (MÜLLER & OKUDA 1998:329). TREPL & SUKOPP (1993) diskutieren das Eindringen von Neophyten in indigene Pflanzengesellschaften und betonen hingegen die Bedeutung des anthropogenen Diasporentransportes gegenüber diversen natürlichen und anthropogenen Störungen bzw. unterschiedlicher Invasibilität der betroffenen Biotope. In diesem Zusammenhang wäre auch die Aussage von NEZADAL & BAUER (1996) zu sehen, welche die Beschattung durch Gehölze gerade bei spätblühenden Neophyten als Ausbreitungsbarriere bewerten, so dass meist hemerobe, offene Strukturen Neophyten fördern.

SCHMITZ (2010) stellt eine geringere Invasibilität von Pflanzengemeinschaften bei abnehmender Hemerobie und zunehmendem Deckungsgrad indigener Arten fest. LÖSCH et al. (2007) betonen dabei am Niederrhein die besonders hohen Neophytenzahlen im **Bereich der Kiesbänke** (22 %). So geben die Autoren z. B. für das *Chenopodium glaucum* eine mittlere Neophytenanzahl von 6,8 pro Aufnahme an, wobei allerdings keine Angaben über die jeweilige Größe der Aufnahmeflächen angegeben werden. In vorliegender Untersuchung beträgt dieser Wert für die Aufnahmen des *Chenopodium* 4,1 bei Aufnahmeflächen von 16 m<sup>2</sup>. Dynamische und ahemerobe Standorte der *Bidentetea* werden von SCHMITZ (2002) als besonders reich an Neophyten gesehen, wie am Unteren Mittelrhein an diesen Standorten häufiger z. B. *Physalis peruviana*, *Datura stramonium*, *Portulaca oleracea* oder *Dysphania ambrosioides* nachgewiesen werden können. Stabile Klimaxgesellschaften werden bezüglich Neophyten als deutlich resistenter eingestuft. Diese Situation ist sicherlich auch aufgrund des diffusen Diasporenimports auf ausgedehnten *Bidentetea*-Standorten des Niederrheins nachvollziehbar.

Am Unteren Mittelrhein ist die Situation aufgrund einer vom Niederrhein abweichenden Biotopzusammensetzung allerdings anders einzuschätzen, wobei bereits lange bestehende und umfangreiche Maßnahmen des Uferverbaus in steileren Lagen vorzufinden sind. Bei vorliegender Untersuchung zeigen sich die häufigsten Neophytenanzahlen im Bereich der meist **linearen Salicion-Fragmente** und auch **innerhalb des Salicion**. Die mittlere Neophytenanzahl aller Aufnahmen im Bereich des Salicion beträgt bei vorliegender Untersuchung 4,8,

jene der Pappel-Säume sogar 5,5 Neophyten pro Aufnahme. Diese Werte stellen am Unteren Mittelrhein die Maximalwerte dar. LÖSCH et al. (2007) geben für Pappelforste am Niederrhein eine mittlere Neophytenanzahl von lediglich 1,3 an, bei allerdings nur drei Vegetationsaufnahmen.

Es ist davon auszugehen, dass durch das Fehlen der natürlichen Störungsdynamik in einer Flussaue zwar ein gestörter, aber in Hinblick auf die natürlichen Verhältnisse relativ statischer Zustand vorzufinden ist, welcher hierdurch die Etablierung von Neophyten insbesondere in quantitativer Sicht fördert. Hierbei sind bei den häufigsten Neophyten (Tab 24; Seite 54) überwiegend nitrophile Konkurrenzstrategen dominierend, welche sich durch Rhizombildungen bzw. ausdauernde Diasporendatenbanken (MÜLLER & OKUDA 1998) gegen störungsresistente Stress- und Ruderalstrategen durchsetzen. In Zusammenhang mit obigen Untersuchungen von SCHMITZ (2002) kann die Bedingung eines mittleren Störungsniveaus als ausschlaggebend für eine erhöhte Neophytenetablierung gewertet werden.

Abb. 29 zeigt die Charakterisierung der einzelnen Hemerobie-Cluster hinsichtlich der Neophytenanzahl auf und skizziert den Trend mittels gestrichelter Trennlinien. Es ist ersichtlich, dass Neophyten weder qualitativ noch quantitativ in der Rheinufervegetation des Unteren Mittelrheins pauschal als Hemerobie-Zeiger anzusehen sind.

Quantitative Daten heben noch deutlicher die dominanten Neophytenbestände in den wenig hemeroben Clustern hervor und gleichen sich erst im stark hemeroben Flügel aufgrund einer häufigeren Zahl von Neophyten mit geringen Deckungsgraden den qualitativen Daten an. Hierbei sind die wenig hemeroben Cluster neben den Pappeln und Robinien entsprechend der Tab. 66 (Seite 207) vor allem durch *Helianthus tuberosus* und *Impatiens glandulifera* geprägt, während *Solidago gigantea* vor allem die mäßig hemeroben Cluster HC3, HC4, HC5 und HC6 in der quantitativen Auswertung bestimmt - insbesondere Cluster HC3 wird durch hohe Deckungsgrade von *Solidago gigantea* betont und zeigt folglich ein Maximum auf.

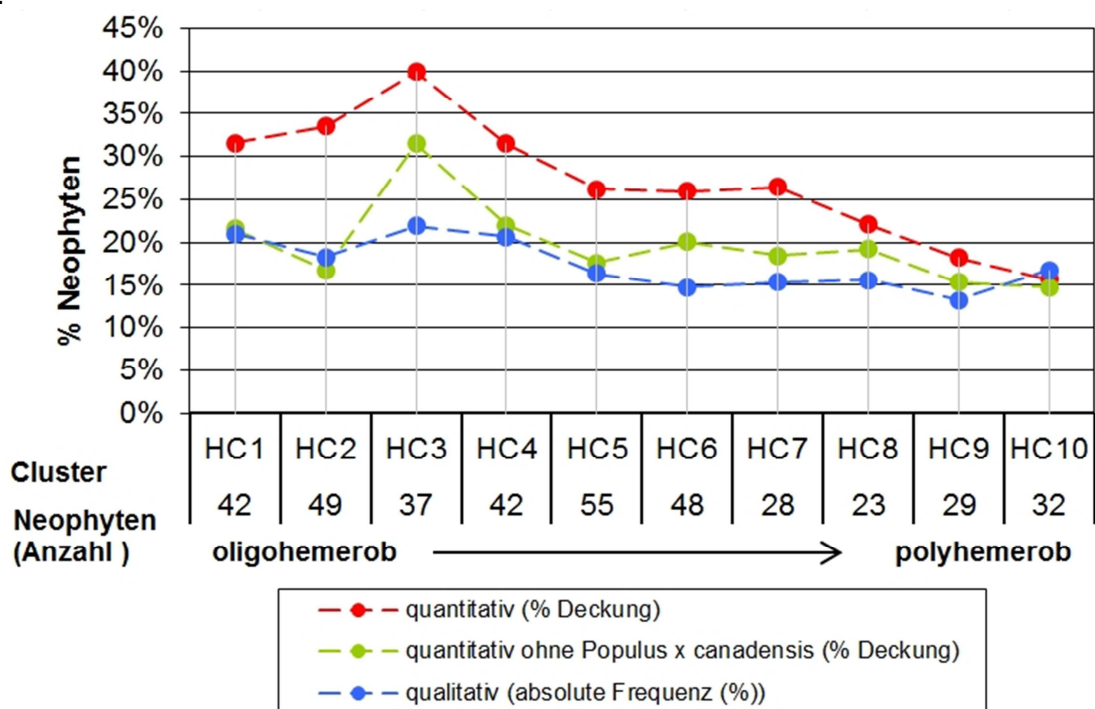


Abbildung 29: Prozentualer Anteil der Neophyten in den Hemerobie-Clustern

Insofern sind auch Bewertungsverfahren hinsichtlich der Hemerobie, welche ausschließlich dominante Neophyten als Hemerobie-Zeiger berücksichtigen wie z. B. FILZEK (2008:70) aufgrund vorliegender Untersuchungen nicht stimmig. Tendenziell ist das qualitative und quantitative Vorkommen in Form der absoluten Frequenz von Neophyten in weniger hemeroben Clustern sogar höher.

Da in den weniger hemeroben Clustern größere Bestände von *Populus x canadensis* dominieren, wurde geprüft, ob alleine diese häufige und dominante Art für die Interpretation der Daten ausschlaggebend ist (Abb. 29). Allerdings zeigen die Daten ohne Berücksichtigung von *Populus x canadensis* ebenfalls höhere Deckungssummen an Neophyten in weniger hemeroben Clustern. Diese Aussagen sind allerdings hier nur auf hemerobe Flusssufer bezogen; so belegt KOWARIK (1988:212), dass Neophyten für einzelne pflanzensoziologische Verbände durchaus eine Aussagekraft hinsichtlich der Hemerobie haben, während dies bei anderen nicht zutrifft.

Ergänzend hierzu wurde die Aussagekraft hinsichtlich der Hemerobie ausschließlich für **Jungneochore** (siehe Kap. 4.2.3) untersucht, um bereits länger etablierte Neophyten als Hemerobie-Zeiger vorab auszuschließen. Die Etablierung von Neophyten nach 1800 wurde mittels einer Literaturrecherche geprüft (u. a. LOHMEYER & SUKOPP 1992, WIRTGEN 1841, WIRTGEN 1842). Die qualitativen Daten betrachtend entspricht bei Jungneochoren der Trend denen der Neophyten nach Abb. 29 in hohem Maße. Quantitativ sind Jungneochore gleichmäßiger auf die Cluster verteilt, so dass sich ebenfalls keine deutliche Präferenz erkennen lässt.

Folglich sind Neophyten, aber auch Jungneochore, nicht pauschal als Hemerobie-Zeiger einzustufen, wobei dieses Ergebnis keine naturschutzfachliche Bewertung hinsichtlich der teilweise bestehenden Problematik der Neophytenausbreitung impliziert, sondern vielmehr zu einer differenzierteren Interpretation der kausalen Zusammenhänge betreffs der Hemerobie auffordert.

KOWARIK (1988:121) erkennt bei der Analyse der Hemerobie der Berliner Flora hohe Werte des Quotienten aus indigenen/hemerochoren Arten in wenig hemeroben Flächen - ein solcher Trend ist im Rahmen der habitatspezifischen Hemerobieanalyse der Rheinufer des Unteren Mittelrheins nicht vorhanden; vielmehr sind Archäophyten und Neophyten in den weniger hemeroben Cluster geringfügig stärker vertreten. Folglich können die Ergebnisse von KOWARIK (1988:212) hinsichtlich einer Korrelation zwischen Archäophyten und hoher Hemerobie am Unteren Mittelrhein nicht reproduziert werden (Abb. 30).

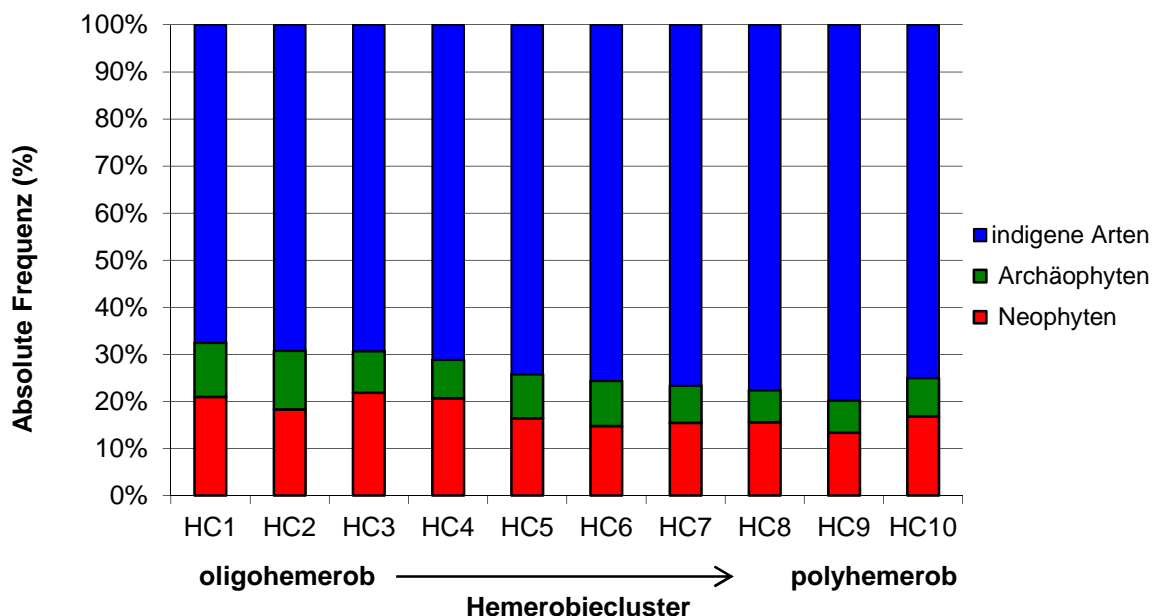


Abbildung 30: Prozentualer Anteil der indigenen Arten, Archäophyten und Neophyten in den Hemerobie-Clustern

Sicherlich ist die Anzahl der Neophyten in urbanen Verdichtungsräumen am Rhein bedeutend. Rein quantitativ hingegen sind durch die hochfrequenten und nun auch schon seit längerer Zeit etablierten Neophyten *Solidago gigantea*, *Impatiens glandulifera*, *Fallopia japonica* und *Helianthus tuberosus* naturnahe Habitate in höherem Maße bewachsen. Insofern können die unterschiedlichen Untersuchungsergebnisse in der Literatur durch die verschiedenen Stadien der Neophytenetablierung erklärt werden. Auch ist festzustellen, dass eine Vielzahl von stark hemeroben Standorten durch oben genannten Knollen- und Rhizomneophyten bzw. einjährige hochwachsende Neophyten wie *Impatiens glandulifera* nur äußerst schwer zu bewachsen sind.

SCHWABE & KRATOCHWIL (1991) stellen in dem Zusammenhang für den Schwarzwald fest, dass Neophyten in ausgebauten Gewässerabschnitten ihren Schwerpunkt haben. Es ist davon auszugehen, dass in **weniger anthropogen überformten Flusssystemen** Neophyten durchaus Hemerobie anzeigen können. Diese Beobachtungen sind allerdings zeit- und raumbezogen nicht zu verallgemeinern und beziehen sich in diesem Falle auf naturnähere Räume, in denen im Zuge von Ausbaumaßnahmen Neophyten einwandern.

BRANDES & SANDER (1995b:459) interpretieren den Zusammenhang von Neophytenbestand und Ausbaugrad des Flusses dahingehend, dass bei naturnahen Flüssen nur in Siedlungsnähe Neophyten verstärkt auftreten. Bei mäßiger Intensität der anthropogenen Eingriffe erhöht sich allerdings die Arten- bzw. Neophytendiversität, um bei weiter ansteigender Intensität rasch wieder abzusinken, da kaum noch Mikrohabitate vorhanden sind. Die Daten der Abb. 29 (Seite 211) würden diese Zusammenhänge von Hemerobie und Neophyten bestätigen, wenn hierbei vorausgesetzt wird, dass die wenig hemeroben Habitate am Unteren Mittelrhein im Gegensatz zu den Arbeiten von BRANDES & SANDER (1995b:459) an der Elbe kaum noch vorzufinden sind und obige Werte nur das Maximum der Neophytendiversität und deren Abnahme mit sehr starker Hemerobie abbilden (Abb. 31):

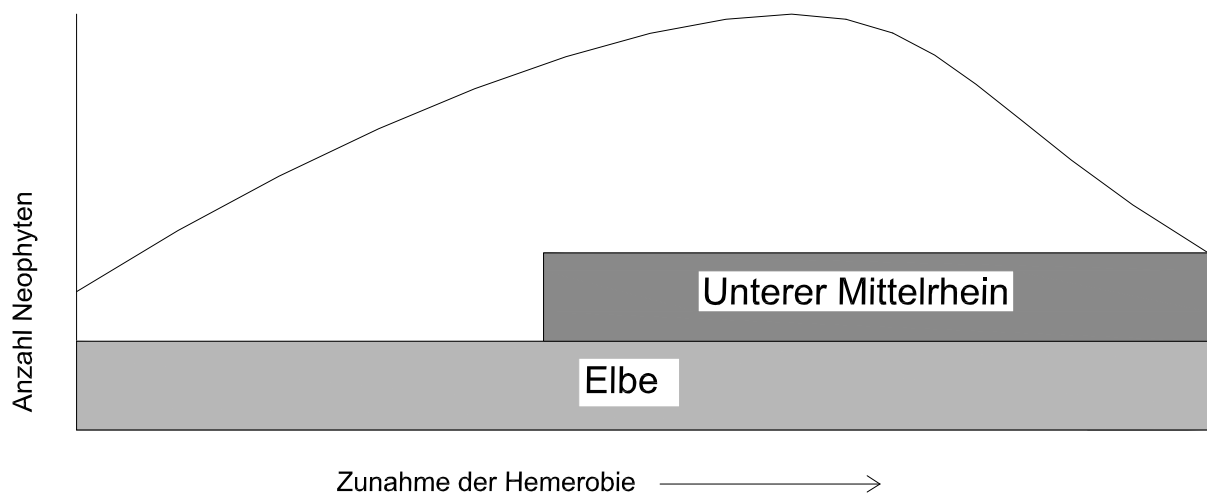


Abbildung 31: Beziehung zwischen Neophyten und Hemerobie an Ufern des Unteren Mittelrheins im Vergleich zur Elbe

Es ist davon auszugehen, dass am Unteren Mittelrhein eine Vielzahl von Neophyten seit längerer Zeit etabliert sind und sich offensichtlich in der Ufervegetation bereits in hohem Maße auch in naturnäheren Bereichen **fest eingenischt** haben; sie sind folglich nicht mehr als hemerophil einzustufen. So beschreibt auch GRIESE (1996) die Möglichkeiten der Ausbreitung von Neophyten nach einer zuvor initialen Linienmigration z. B. an Gewässern, in die Breite des Raumes. GROTE (2001) hebt sogar gerade die **naturnahen und artenreichen** Gewässerabschnitte in ihrer Bedeutung als Ausgangspunkt von Migrationsbewegungen hervor. KASPEREK (1993:119) kann ebenfalls an der Rur und der Inde keinen Zusammenhang zwischen Neophytenzahl und Ausbauzustand erkennen und LAUDAN & RÜTTEN (2009) stel-



len bei Bonn auch das gehäufte Vorkommen von *Helianthus tuberosus* in naturnahen Uferbereichen fest. Auch *Impatiens glandulifera* zeigt einen Verbreitungsschwerpunkt in wenig hemeroben Bereichen, während die häufige Art *Solidago gigantea* eine sehr breite Standortamplitude aufweist und vor allem in Clustern mittlerer Hemerobie vertreten ist. Sicherlich sind diese Ergebnisse lokal und habitatspezifisch zu betrachten; so ist das Vorkommen von *Impatiens glandulifera* in Lichtungen des Bayrischen Waldes (LÖSCH et al. 2009a) sicherlich nicht als Zeiger für ahemerobe Strukturen anzusehen.

Werden die Werte des unter Kap. 3.1.1.5 abgeleiteten Hemerobie-Index des **Uferumfeldes** als Maß für die Hemerobie des 200 m breiten Untersuchungsraumes und folglich der Urbanisierung hinsichtlich der Neophyten untersucht, so ergibt sich mit einem Mittelwert des Indikatorwertes für Neophyten von 0,631 im Gegensatz zum Mittelwert für indigene Arten von 0,645 ein nur marginaler Unterschied. Dies ist als weiterer Hinweis auf eine fehlende Zeigerfunktion von Neophyten für die Hemerobie im vorliegenden Raum zu interpretieren.

Während ein direkter Zusammenhang zwischen Hemerobie bzw. Ausbauzustand eines Gewässers und Neophytendiversität nicht erkennbar ist, fällt in urbanen Räumen des Unteren Mittelrheins, und hier besonders im Raum Bonn, das erhöhte Vorkommen von **Gehölzneophyten** auf. SÄUMEL & KOWARIK (2010) beschrieben die Bedeutung des hydrochoren Diasporentransportes an stark anthropogen veränderten Ufern auch für Gehölze mit primärer Windverbreitung. So konnten bei vorliegender Arbeit allein am unmittelbaren Ufer des Kernstadtbereiches der Stadt Bonn *Quercus cerris*, *Celtis australis*, *Deutzia scabra*, *Larix decidua*, *Prunus serotina*, *Mahonia aquifolia*, *Morus alba*, *Catalpa bignonioides*, *Ailanthus altissima*, *Pterocarya fraxinifolia*, *Pinus sylvestris*, *Amelanchier lamarckii*, *Rosa rugosa*, *Gleditsia triacanthos* und *Fraxinus americana* nachgewiesen werden, neben den häufigen neophytischen Gehölzen *Robinia pseudoacacia*, *Populus x canadensis* und *Acer negundo*. Letztere Art beschrieb bereits ADOLPHI (1996) als häufigstes neophytisches Gehölz im Uferbereich des Mittelrheins und wurde wiederum von KRUMBIEGEL (2008) an der Elbe als Ephemerophyt eingestuft. Auch BRANDES (2007:837) konnte ebenfalls auffällig viele Gehölzneophyten an der Elbe im Raum Magdeburg nachweisen.

Die Ursächlichkeit der Neophytenverbreitung kann immer nur im individuellen Gesamtkontext gesehen werden. Beispielsweise wäre zwischen Bad Breisig und der Ahrmündung (km 624-628) eine deutlich geringere Anzahl an Neophyten pro Vegetationsaufnahme im unverbauten und nicht besiedelten linksrheinischen Ufer, im Gegensatz zum verbauten rechtsrheinischen Ufer durch die deutlich hemeroberen Umfeldstrukturen erklärbar (Abb. 32). Diese zeigen sich insbesondere in Form von mehreren flussbegleitenden rechtsrheinischen Verkehrsachsen. Der gerade Rheinverlauf in diesem Bereich schließt Anschwemmung durch den Stromstrich aus.

Wird die Hemerobie der Ufer als Ursache der im Vergleich geringen Anzahl an Neophyten auf der linksrheinischen Seite gesehen, würde dies hier auf den ersten Blick Neophyten als Hemerobie-Zeiger einstufen. Bei genauerer Analyse der Standorte stellt sich allerdings heraus, dass die rechtsrheinische Seite aus artenreichen Pappel-Weiden-Galeriesäumen geringer Pflegeintensität mit einem mittleren Beschattungsgrad besteht, während die linksrheinische Seite gehölzfreie, relativ artenarme Senecionion-Bestände aufweist. So steht zwischen km 624 und km 628 einer linksrheinischen mittleren Artenzahl von 14 und einer Beschattung von 10 % eine rechtsrheinische mittlere Artenzahl von 21 und eine Beschattung von 42 % gegenüber. Folglich sind die unterschiedlichen Neophytenzahlen dieses Abschnittes Ausdruck der spezifischen Habitatstrukturen und nicht als Zeiger der Hemerobie anzusehen. Die höheren Neophytenzahlen im linksrheinischen Bereich der Ahrmündung (km 629-l) belegen die größere Anzahl von Neophyten basierend allein auf einer höheren Strukturdiversität.

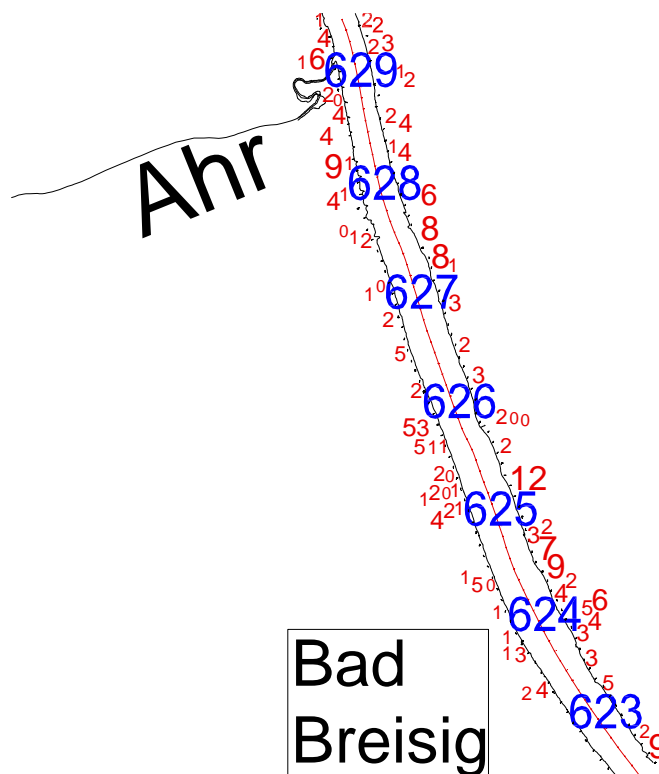


Abbildung 32: Neophytenanzahl pro Aufnahme (rot) bei km 624-628  
(blau: Rheinkilometrierung)

Auch wenn LOHMEYER & SUKOPP (1992) annehmen, dass Neophyten an Gewässern nur dort Dominanzbestände ausbilden, wo die Auendynamik durch Baumaßnahmen eingedämmt ist, ist diese Artengruppe als Hemerobiezeiger vielmehr lokal der Situation anzupassen. So stellt OTTICH (2005) bei Frankfurt/Main einen deutlich höheren Hemerobiegrad bei *Solidago canadensis* verglichen mit *Solidago gigantea* fest, was vorliegende Arbeit am Unteren Mittelrhein bestätigt. Dies ist durch Beobachtungen von ESER (1999) zu ergänzen, welche darauf hinweist, dass an (wohl naturnahen und immer wieder überschwemmten) Flussufern *Solidago gigantea* von untergeordneter Bedeutung ist und z. B. in Taubergiessen von *Impatiens glandulifera* verdrängt wird, woraus abgeleitet werden kann, dass *Impatiens glandulifera* als Zeiger für Überschwemmungen und damit für naturnähere Strukturen im Gegensatz zu *Solidago gigantea* eingestuft werden kann.

Insofern wäre exemplarisch an diesen Ergebnissen eine zunehmende Hemerobie der Neophyten abzuleiten: *Impatiens glandulifera* < *Solidago gigantea* < *Solidago canadensis*.

Auch zeigt dieses Beispiel, dass bei der Bewertung von Neophyten als Hemerobie-Zeiger die individuelle Einwanderungsgeschichte zu berücksichtigen ist (SUKOPP 2004, siehe auch Kap. 4.3.4.1), so dass lokale Ergebnisse nur nach genauer Analyse auf andere Standorte übertragbar sind.

Insofern sind betreffs der Hemerobie die Tragweite der anthropogenen Eingriffe hinsichtlich von Biotopverlusten durch Ausbaumaßnahmen und die Einführung von Neophyten deutlich voneinander zu unterscheiden. Treffend sind KOWARIK & BOYE (2003) deshalb der Auffassung, dass das Kernproblem die **Unterbindung der natürlichen Auendynamik** ist und nicht die daraus folgende Ausbreitung von Neophyten. Bei diesem Vergleich kann das vermehrte Auftreten von Neophyten nur als marginales Problem aufgefasst werden, welches bei fehlender Auendynamik und starkem diffusen Diasporeneintrag augenscheinlich dominiert. Ergänzend diesbezüglich heben SCHWABE & KRATOCHWIL (1991) die auffälligen späten Blühaspekte von Neophyten und deren faunistische Bedeutung hervor, wobei auch aus dieser Sicht die Problematik differenziert betrachtet werden sollte.

#### 4.5.2.3 Biodiversität und Hemerobie

Es stellt sich die Frage, in welchem Zusammenhang die  **$\alpha$ -Biodiversität mit der Hemerobie** der Ufer des Unteren Mittelrheins steht.

Aus Abb. 33 lässt sich hinsichtlich der  $\alpha$ -Biodiversität in Bezug zu den Hemerobie-Clustern keine deutliche Tendenz entnehmen. Zudem sind die Daten aufgrund der unterschiedlichen Häufigkeit von Aufnahmen pro Hemerobie-Cluster, aber auch aufgrund der unterschiedlichen Größe der Aufnahmeflächen in dem jeweiligen Hemerobie-Cluster, mit Vorsicht zu interpretieren.

Auch Tab. 62 (Seite 198) zeigte bereits im Vergleich der mittleren Artenzahlen der Hemerobie-Cluster, dass die Hemerobie eines Clusters nicht mit einer abnehmenden Artenzahl der jeweiligen Vegetationsaufnahmen korreliert.

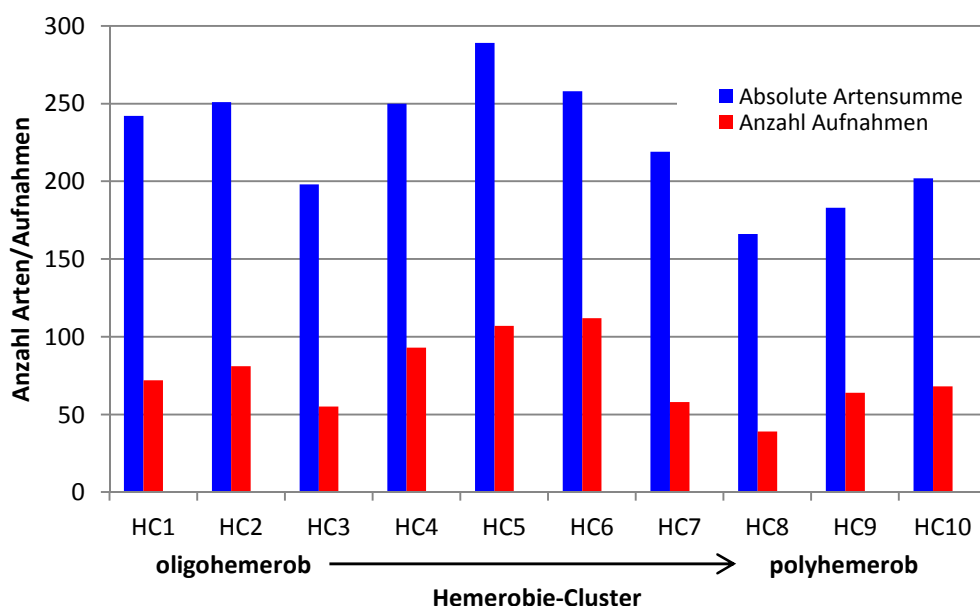


Abbildung 33:  $\alpha$ -Biodiversität der einzelnen Hemerobie-Cluster

Tendenziell ist kein markanter Unterschied der Artenzahlen zwischen den wenig hemeroben und den deutlich hemeroben Clustern erkennbar und folglich ist die  $\alpha$ -Biodiversität kein geeignetes Maß zur Beschreibung der Hemerobie stark anthropogen veränderter Flussufer, wie auch HORNSCHUCH & RIEK (2009) in einer Literaturrecherche feststellten.

Als Diversitätsindex wird zumeist der **Shannon-Index** verwandt, welcher wie folgt definiert ist:

$$H_s = - \sum_{i=1}^s p_i \log p_i$$

wobei:  $H_s$  = Shannon-Index  
 $s$  = Anzahl Arten  
 $p$  = relative Abundanz der i-ten Art

Das Verhältnis von  $H_s$  zu dem Maximalwert  $H_{\max}$  wird als **Evenness** ausgedrückt, wobei  $H_s$  am größten ist ( $H_s = H_{\max}$ ), wenn die Arten alle gleich häufig sind.

Wird der Mittelwert der Shannon-Indizes der Aufnahmen als Maß für die Biodiversität in den einzelnen Gruppen betrachtet, belegt dies ebenfalls die relative Homogenität der Artenvielfalt zwischen den Clustern. Dies ist in Abb. 34 für die jeweils drei weniger hemeroben Cluster (HC1, HC2, HC3) und die drei hemerobsten Cluster (HC8, HC9, HC10) dargestellt.

Der Artenreichtum anthropogen gestörter Flächen ist durchaus bekannt. LOHMEYER (1982) stellte bereits in den 80er Jahren z. B. auf einer Fläche von 1.000 m<sup>2</sup> am Hafendeich in Oberwinter 100 verschiedene Blütenpflanzen fest und unterstreicht die Bedeutung anthropo-

gen überformter Strukturen für die Biodiversität. Selbiger Autor berichtet von Sukzessionsstadien auf Wasserbausteinen, welche hinsichtlich der Artenvielfalt „am Mittelrhein ihresgleichen suchen“ (LOHMEYER 1981:257). Aber auch weniger überprägte Fließgewässer, wie KIM (1996:127) sie in Brandenburg untersuchte, weisen verglichen mit naturnahen Ufern an ausgebauten Ufern eine höhere  $\alpha$ -Biodiversität auf.

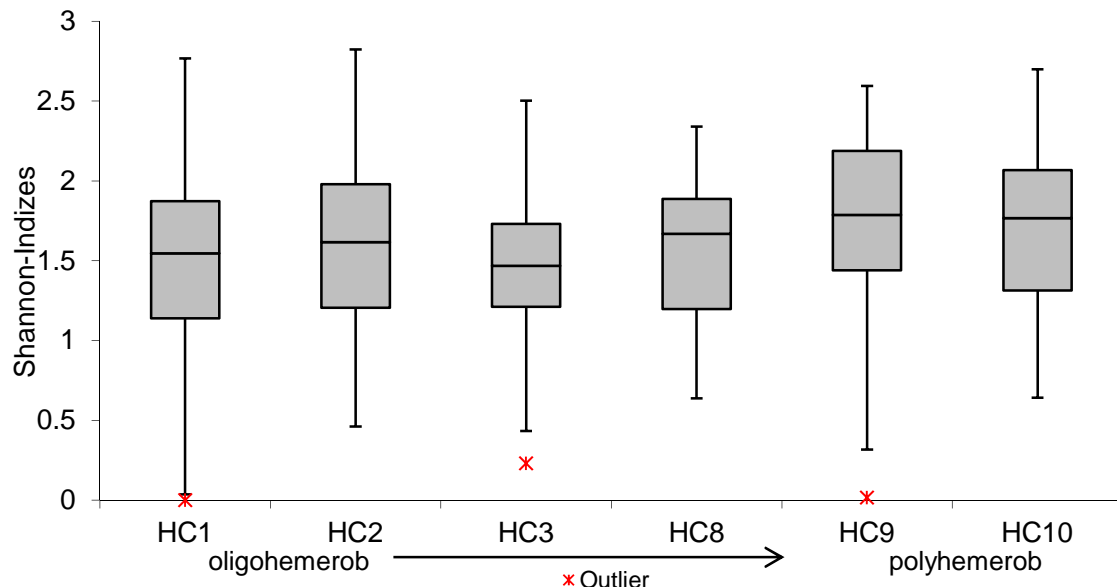


Abbildung 34: Boxplot der gemittelten Shannon-Indizes der weniger hemeroben Cluster (HC1, HC2, HC3) und der hemeroben Cluster (HC8, HC9, HC10)

SUKOPP (2004) stellt auch die positive Korrelation zwischen Artenvielfalt und Größe von Städten fest, so dass reine  $\alpha$ -Biodiversität als Zeiger wenig hemerober Strukturen entfällt, bzw. über konkrete Zeigerarten zwischen einer „gewollten“ und einer „ungewollten“ Diversität unterschieden werden müsste. Letztendlich ist auch hier die  $\alpha$ -Biodiversität als Ergebnis der Vielfalt an ökologischen Nischen, unabhängig von deren Ursächlichkeit (KOWARIK 1988:113), zu sehen. Als Maß für Hemerobie kann die  $\alpha$ -Biodiversität allenfalls großmaßstäblich eingesetzt werden, wie dies z. B. ZECHMEISTER et al. (2002) für österreichische Kulturlandschaften herausarbeiten.

In dem Zusammenhang ist auch die „intermediate disturbance hypothesis“ nach CONNELL (1978) zu sehen, die bei mittlerer Hemerobie die größte Artendiversität sieht, welche zu beiden, den ahemeroben und polyhemeroben Polen, abnimmt. Folglich würde Abb. 31 (Seite 213) ebenso das Verhältnis zwischen der  $\alpha$ -Biodiversität und der Hemerobie wiedergeben.

HAEUPLER (1982) arbeitete den Kennwert der **Evenness** als Ausdruck der Gleichverteilung von Arten in Vegetationsaufnahmen heraus, welcher auch Hinweise auf das Maß an Störungen gibt. HAEUPLER (1982:140) zeigte auf, dass Gesellschaften naturnaher Formationen bei Dominanz von einer oder wenigen Arten niedrige Evenness-Werte aufweisen, anthropogen veränderte Gesellschaften hingegen höhere Evenness-Werte. Dabei betont der Autor ausdrücklich, dass dies nicht die anthropogenen oder natürlichen Ursachen der Störungen differenziert. FILZEK (2008:66) hingegen formuliert in einem Bewertungsverfahren von Flussufern die Hypothese, dass monotone Bestände mit hemeroben Standorten korrelieren und strukturelle Diversität als Naturnähe zu interpretieren ist.

Der Abb. 35 sind die mittleren Evenness-Werte der jeweiligen Hemerobie-Cluster zu entnehmen und zur Symbolisierung des Trends mittels einer gestrichelter Trennlinien verbunden. Hierbei zeigt sich eine bedingte Aussagekraft der Evenness-Werte, welche aufgrund der Überlagerung von natürlichen und anthropogenen Störungen im Untersuchungsraum allerdings zu relativieren ist.

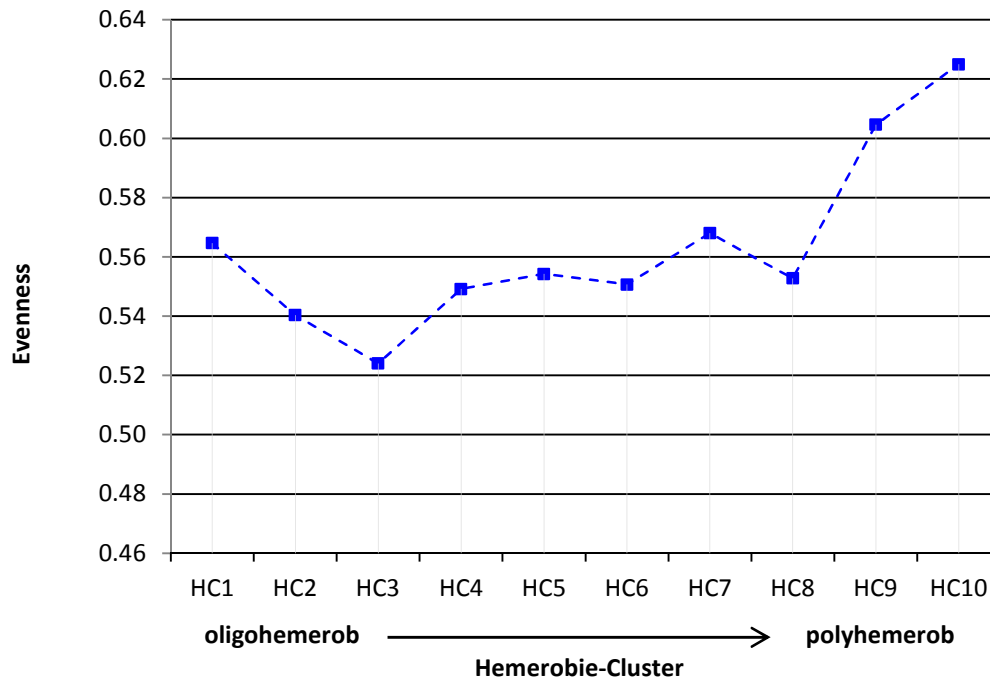


Abbildung 35: Evenness-Werte der Hemerobie-Cluster

Aufgrund der unzureichenden Korrelation zwischen Hemerobie und  $\alpha$ -Biodiversität ist die Frage zu klären, inwiefern die Artenverteilung ( **$\beta$ -Diversität**) zur Diagnose von Hemerobie herangezogen werden kann.

Die Aufnahmen wurden diesbezüglich mittels des Barkman's TCV („total cover value (TCV)“ nach BARKMANN 1989 bzw.  $TCV = \text{Summe (\% Deckung)} / \text{Anzahl Datensätze}$ ) in einer synoptischen Tabelle zusammen gefasst und mit dem Sørensen-Index als Präsenz-Gemeinschaftskoeffizient auf die  $\beta$ -Diversität hin untersucht (MÖSELER et al. 2009).

$$\text{Sørensen-Index (\%)} = \frac{2a}{2a+b+c} * 100$$

Es bedeuten: a: gemeinsame Arten in den Hemerobie-Clustern  
b: Arten nur im 1. Hemerobie-Cluster  
c: Arten nur im 2. Hemerobie-Cluster

Als Massengemeinschaftskoeffizient wurde die Percentage Similarity nach Czekanowski (KASPEREK 1998:43) bzw. Bray-Curtis-Koeffizient angewandt:

$$\text{Percentage Similarity (\%)} = \frac{2Ma(\min)}{Mb+Mc} * 100$$

Es bedeuten: Ma(min): Summe der jeweils niedrigeren Artmächtigkeit der gemeinsamen Arten beider Aufnahmen  
Mb: Summe der Artmächtigkeiten des 1. Hemerobie-Clusters  
Mc: Summe der Artmächtigkeiten des 2. Hemerobie-Clusters

Deutlicher wird hierbei eine Veränderung der  $\beta$ -Diversität im Bereich der Hemerobie-Clusterung durch die Percentage Similarity als Massengemeinschaftskoeffizient, was auch als weiterer Hinweis auf die Bedeutung der Deckungsgrade hinsichtlich der biotischen Klassifizierung des vorliegenden Datensatzes zu sehen ist (Abb. 36). Auffällig ist die Ähnlichkeit hinsichtlich der Artausstattung von Hemerobie-Cluster HC4 mit den weniger hemeroben Clustern. Hierauf wurde bereits unter Kap. 4.1.2 (Tab. 18; Seite 38) hingewiesen, wobei der

Schwerpunkt des Hemerobie-Clusters HC4 deutlich im Bereich der steileren, zudem auch wenig verbauten und deutlich beschatteten abstromigen Seiten der Rheininseln liegt.

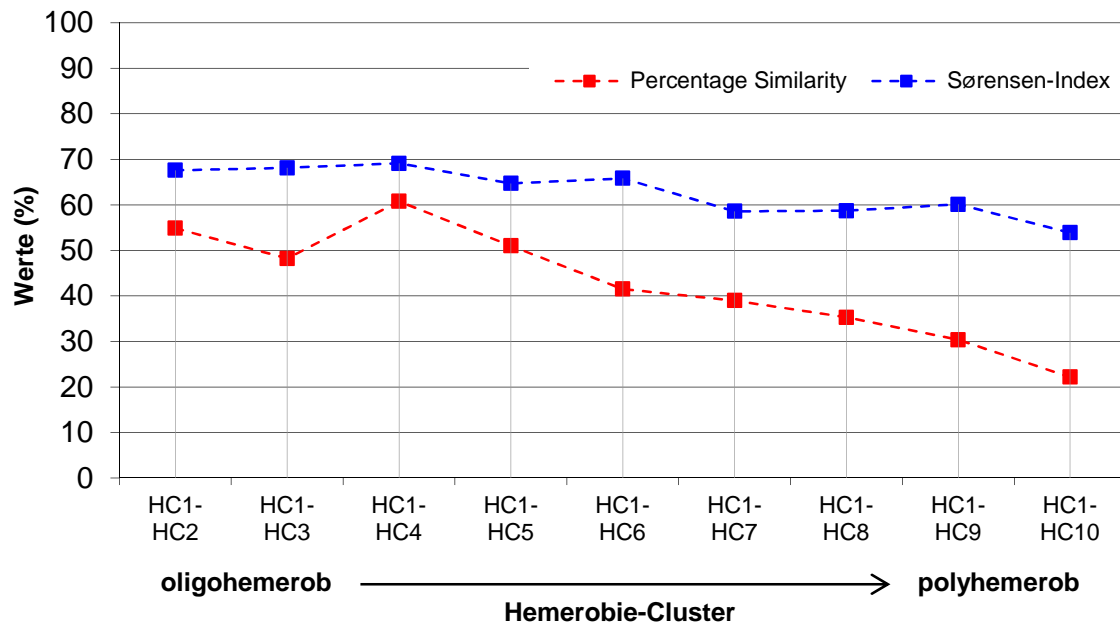


Abbildung 36:  $\beta$ -Diversität der Hemerobie-Cluster mittels der Percentage-Similarity als Massengemeinschaftskoeffizient und dem Sørensen-Index als Präsenz-Gemeinschaftskoeffizient

Der Sørensen-Index als Präsenz-Gemeinschaftskoeffizient veranschaulicht die offensichtlich nur geringen Unterschiede der einzelnen Hemerobie-Cluster hinsichtlich der qualitativen Artausstattung. Gerade Präsenz-Gemeinschaftskoeffizienten sind für die Darstellung eines deutlichen Gradienten besser geeignet (MÖSELER et al. 2009), was dahingehend interpretiert werden kann, dass die Flusssdynamik aus vegetationskundlicher Sicht auch im Bereich stark anthropogen überformter Ufer immer noch in einem hohen Maße die Hemerobie der Substrate überprägt.

#### 4.5.2.4 Stromtalarten und Hemerobie

In Kapitel 4.2.2 wurde die Gruppe der **Stromtalarten** des Unteren Mittelrheintales als wertbestimmender Parameter der Ufervegetation diskutiert; 60 regionale Stromtalarten sind der Tab. 23 (Seite 47/48) zu entnehmen. So wird beispielsweise von FORTMANN (2010:25) die Anzahl von Stromtalarten zur Ableitung der naturschutzfachlichen Wertigkeit überprüft. Deren Bezug zu hemeroben Strukturen wurde in vorliegender Untersuchung analysiert, wobei jüngere neophytische Arten diesbezüglich ausgeklammert wurden (siehe Spalte 3 in Tab. 23), da diese häufig noch in Ausbreitung begriffen sind und gegebenenfalls nur in dieser Phase die Verteilungsmuster von Stromtalarten aufweisen, solange der Etablierungsprozess noch nicht ausgeschlossen ist (SIEDENTOPF 2006). Deren weitere Ausbreitungstendenz ist zum jetzigen Zeitpunkt schwer abschätzbar und die naturschutzfachliche Zeigerfunktion an dieser Stelle deutlich geringer, was z. B. *Ambrosia artemisiifolia*, *Acer negundo* und *Dysphania ambrosioides* betrifft. *Euphorbia esula* und *Thalictrum flavum* wurden aufgrund ihrer hohen Frequenzen nicht in die Detailkartierung integriert.

Insofern liegen unabhängig von den pflanzensoziologischen Vegetationsaufnahmen 1626 Funddaten von Stromtalarten vor, welche in Tab. 68 mit den jeweiligen Hemerobie-Clustern verschnitten werden. Aufgrund der unterschiedlichen Häufigkeit der jeweiligen Cluster wurden die Werte hinsichtlich ihrer Vergleichbarkeit gewichtet.

Tabelle 68: Anzahl an Stromtalarten in Hemerobie-Clustern

Gruppe	Hemerobie-Beschreibung	Funde	Vorkommen der Cluster	Gewichtete Vorkommen
HC1	weniger hemerobe, relativ schattige, breite Ufer mit geringer Verbauung	197	7,4 %	16,0 %
HC2	wenig verbaute Flachufer; Übergang HC1 zu HC3	168	9,2 %	11,0 %
HC3	mäßig natürliche Ufer, sonnige u. verbauter als HC2	150	7,3 %	12,2 %
HC4	naturnähere u. breitere 293 Hochufer u. 60 Steilufer; deutl. naturnähere Substrate als HC6	148	11,5 %	7,7 %
HC5	hinsichtlich Hemerobie intermediäre Stufenufer	197	12,4 %	9,5 %
HC6	hinsichtlich Hemerobie intermediäre Hochufer	247	14,2 %	10,4 %
HC7	hinsichtlich Hemerobie intermediäre Steilufer	143	8,1 %	10,6 %
HC8	hemerobe Stufenufer	55	4,7 %	7,0 %
HC9	extrem hemerobe, schmale u. verbaute Hochufer	183	11,6 %	9,5 %
HC10	extrem hemerobe, schmale u. verbaute Steilufer	138	13,6 %	6,1 %
	Summe	1626	100,0 %	100,0 %

Die wenig hemeroben Clustergruppen fallen durch eine nur wenig höhere Anzahl an Stromtalarten auf, wobei insbesondere Flachufer sich als reich an Stromtalarten erweisen, welche hier zumeist *Bidentetea*-Arten darstellen.

Allerdings fällt auf, dass die hemeroben Hochufer der Cluster HC9 mit 9,5 % einen ebenfalls höheren Anteil an Stromtalarten aufzeigen. Die relativ uneinheitliche Tendenz verwundert nicht, wenn in Betracht gezogen wird, in welchem Maße Stromtalarten hemerobe Sekundärbiotope besiedeln. So wären hier *Inula britannica* und *Allium schoenoprasum* als Leitarten der *Inula britannica*-Gruppe (siehe Kap. 4.4.2.2; Pkt. 12) anzuführen, wobei vor allem *Inula britannica* durch Schnittmaßnahmen der Wasser- und Schifffahrtsämter im Bereich der Hektometersteine deutlich gefördert wird und in einzelnen Uferbereichen als Kennart von gemähten Sichtschneisen von Hektometersteinen gesehen werden kann. Insbesondere im oben angesprochenen Cluster HC9 bestimmen obige Arten mit 3,7 % (71 Funde) den Gesamtanteil dieser Gruppe von 9,5 % (183 Funde). Dieses ist in abgeschwächter Form (59 Funde) auch im Cluster HC6 zu erkennen. Weiter werden Pflastersätze durch die Stromtalarten *Rumex thyrsiflorus*, *Thalictrum flavum* und *Silaum silaus* geprägt, während mit *Chaerophyllum bulbosum* eine weitere Stromtalart überwiegend höher gelegene Standorte und somit auch meist steilere Ufer anzeigt. Auf das häufige Vorkommen von *Rumex hydrolapathum* in Steinsätzen, insbesondere der Bühnen, wurde bereits hingewiesen, so dass ersichtlich wird, dass Stromtalarten an anthropogen deutlich veränderten Ufern als Zeiger für geringe Hemerobie kaum geeignet sind. Stromtalpflanzen stellen ökologisch eine sehr heterogene Gruppe dar, welche verschiedene Substrate besiedeln und den verschiedensten Lebensformen angehören (SIEDENTOPF 2006). Genauso heterogen wie die Hypothesen der Ursächlichkeit der Verbreitung von Stromtalarten sind, so sind auch deren Zeigerqualitäten für hemerobe Strukturen.

Diese Ergebnisse dürfen allerdings nicht darüber hinweg täuschen, dass einige wertgebende Stromtalarten für ahemerobe Ufer wie z. B. *Senecio sarracenicus* und *Leersia oryzoides* (PATZKE & STIERWALDT 1960) ausgestorben sind, bzw. während der Kartierung aufgrund ihrer Seltenheit und Unbeständigkeit nicht erfasst wurden wie *Corrigiola litoralis* oder *Cyperus fuscus*. Insofern ist davon auszugehen, dass während der lange währenden anthropogenen Überprägung des Raumes ein Teil der Stromtalarten sich im Rahmen von Apophytisierungsprozessen gut eingenischt hat, z. T. sogar von den neuen Habitatbedingungen profitiert hat wie z. B. *Lepidium graminifolium* mit häufigen Vorkommen in Pflasterflächen. Ein weiterer Teil von Stromtalpflanzen hält Reliktvorkommen aufrecht wie z. B. *Veronica maritima*, *Pulica-*



*ria dysenterica*, *Gratiola officinalis* oder *Mentha pulegium*. Ein letzter Teil findet keine notwendigen Habitatbedingungen mehr vor und ist erloschen.

Im Folgenden ist zu klären, inwiefern die einzelnen Parameter, welche der Modellierung der zumeist abiotischen Cluster zugrunde lagen, in Bezug zu den floristischen Ergebnissen auf idiotaxonomischer Ebene stehen und somit diese als Zeigerarten einzelner Standortparameter und deren hemerober Ausprägung aufzufassen sind.

#### 4.5.2.5 Hemerobie des Substrates

Die im Rahmen des Hemerobie-Modells unterschiedenen Substrate wurden hinsichtlich ihrer Verteilung bezüglich der Hemerobie-Cluster untersucht. WISSKIRCHEN (1995:312) stellt die Korngrößenverteilung im Bereich der Flussufer als den entscheidenden Bodenwert dar, von welchem die Parameter Nährstoffe, Wassergehalt und Salze abhängen.

Allgemein kann bei Maßnahmen des Uferverbaus fest gehalten werden, dass diese die Flussschwindigkeit unterdrücken und die Ufer insbesondere durch fehlende Substratumlagerung in einen mehr statischen Zustand überführen. Neben der geringeren Substratumlagerung zeichnen sich verbaute Ufer meist durch steilere Böschungen aus, so dass von geringfügigeren Wasserstandsschwankungen - verglichen mit Flachufern - deutlich weniger Auswirkungen auf die Vegetation ausgehen und der Feuchtegradient gestaucht wird. Insbesondere geht dies vor allem auf Kosten der wechselfeuchten, amphibischen Lebensräume.

Im Allgemeinen geht das natürliche Substrat an Flussufern der Mittelgebirge von der Mittelwasserlinie von Kies über Sand zu lehmigen Böden über und zeigt damit eine gradientenartige Korrelation zur Strömungsgeschwindigkeit bzw. Überschwemmungshäufigkeit auf.

Deutlich schlägt sich das Substrat bei den jeweiligen Vegetationsaufnahmen in der Modellierung der Hemerobie der Ufer nieder (Tab. 69). Wasserbausteine sind zumeist Stufen- und Hochufern vorgelagert, während mit zunehmender Hemerobie der Anteil an Pflasterböschungen stetig zunimmt. Auch hier sind bei Cluster HC8 als Stufenufer wiederum die kurzen, flachen Anteile der Uferform erkennbar.

Tabelle 69: Substrate der Hemerobie-Cluster bezogen auf die Vegetationsaufnahmen

Cluster	Wasserbausteine (ss)	Pflaster (p)	Mauer (ma)	Schlacke/Fels (sla/fe)	Kies (k)	Sand (s)	Bindiger Boden (bb)
HC1	1 % (Buhne)	3 %	-	-	13 %	67 %	17 %
HC2	-	2 %	-	2 %	30 %	51 %	15 %
HC3	7 %	4 %	-	-	18 %	62 %	9 %
HC4	5 %	4 %	-	6 %	3 %	54 %	27 %
HC5	7 %	30 %	1 %	1 %	17 %	30 %	14 %
HC6	13 %	35 %	-	4 %	9 %	26 %	13 %
HC7	3 %	48 %	-	3 %	17 %	19 %	9 %
HC8	26 %	36 %	-	-	5 %	33 %	-
HC9	17 %	73 %	-	-	5 %	3 %	2 %
HC10	7 %	82 %	4 %	1 %	1 %	3 %	-

Ebenfalls die biotischen Arten-Gruppen der modifizierten COCKTAIL-Klassifikation geben deutlich die Substratabhängigkeit der Untersuchungsflächen wieder. Tab. 70 zeigt die Substrate der jeweiligen Zuordnungen der Aufnahmen zu den Arten-Gruppen auf, wobei grün markierte Gruppen ahemerobe Substrate präferieren und rot markierte Gruppen hemerobe Substrate bevorzugen.

Im Unterschied zu Tab. 63 (Seite 199) wird hierbei deutlicher, dass *Phalaris arundinacea* aufgrund seiner wassernäheren Lage weniger hemerobe Substrat präferiert, während die *Festuca arundinacea*-Gruppe diesbezüglich bereits deutlich indifferenter ist. Auch verdeut-

licht die Tabelle die Nähe der *Chenopodium album*-Gruppe zu kiesigen Substraten, während die *Chenopodium rubrum*- und die *Rorippa amphibia*-Gruppe feinere Substrate präferieren. Ebenfalls präparieren sich die wärmeliebenden Gruppen der hemeroben Substrate heraus.

Tabelle 70: Zuordnung der vorgefundenen Substrate zu den modifizierten COCKTAIL-Gruppen

COCKTAIL-Gruppe	Ahemerober Substrate				Summe	Hemerober Substrate				Summe
	s	k	bb	fe	ahem- merob	p	ss	ma	sla	he- merob
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	-	-	100 %	-	100 %	-	-	-	-	-
<i>Chenopodium album</i>	29 %	71 %	-	-	100 %	-	-	-	-	-
<i>Chenopodium rubrum</i>	100 %	-	-	-	100 %	-	-	-	-	-
<i>Cynodon dactylon</i>	100 %	-	-	-	100 %	-	-	-	-	-
<i>Inula britannica</i>	33 %	-	-	67 %	100 %	-	-	-	-	-
<i>Rorippa amphibia</i>	80 %	20 %	-	-	100 %	-	-	-	-	-
<i>Helianthus tuberosus</i>	62 %	-	31 %	-	92 %	8 %	-	-	-	8 %
<i>Phalaris arundinacea</i>	66 %	19 %	3 %	-	88 %	-	12 %	-	-	12 %
<i>Urtica dioica</i>	37 %	19 %	30 %	-	85 %	15 %	-	-	-	15 %
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	48 %	16 %	20 %	2 %	84 %	7 %	6 %	-	2 %	15 %
<i>Saponaria officinalis</i>	33 %	17 %	17 %	-	67 %	17 %	17 %	-	-	33 %
<i>Acer pseudoplatanus</i>	23 %	3 %	37 %	-	63 %	30 %	7 %	-	-	37 %
<i>Arrhenatherum elatius</i>	16 %	10 %	19 %	-	45 %	52 %	-	-	3 %	55 %
<i>Artemisia vulgaris</i>	27 %	9 %	11 %	-	47 %	51 %	2 %	-	-	53 %
<i>Calamagrostis epigejos</i>	38 %	-	-	-	38 %	63 %	-	-	-	63 %
<i>Crataegus monogyna</i>	21 %	-	29 %	-	50 %	43 %	-	-	7 %	50 %
<i>Cuscuta europaea</i>	35 %	8 %	5 %	1 %	49 %	35 %	16 %	-	-	51 %
<i>Fallopia japonica</i>	-	-	50 %	-	50 %	33 %	17 %	-	-	50 %
<i>Festuca arundinacea</i>	34 %	12 %	-	-	46 %	44 %	8 %	-	2 %	54 %
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	20 %	-	20 %	-	40 %	40 %	20 %	-	-	60 %
<i>Origanum vulgare</i>	-	13 %	-	-	13 %	88 %	-	-	-	88 %
<i>Medicago lupulina</i>	-	12 %	-	-	12 %	82 %	-	-	6 %	88 %
<i>Humulus lupulus</i>	10 %	-	-	-	10 %	40 %	40 %	10 %	-	90 %
<i>Sedum album</i>	5 %	-	-	-	5 %	70 %	-	-	25 %	95 %
<i>Cymbalaria muralis</i>	-	-	-	-	-	60 %	-	40 %	-	100 %
<i>Melica ciliata</i>	-	-	-	-	-	67 %	-	33 %	-	100 %
<i>Echinops sphaerocephalus</i>	-	-	-	-	-	100 %	-	-	-	100 %
<i>Eragrostis minor</i>	-	-	-	-	-	100 %	-	-	-	100 %
<i>Euphorbia cyparissias</i>	-	-	-	-	-	100 %	-	-	-	100 %
<i>Lepidium graminifolium</i>	-	-	-	-	-	100 %	-	-	-	100 %

Legende: grün = wenig hemerobe Artengruppen hinsichtlich des Substrates  
schwarz = hinsichtlich der Substrate überwiegend indifferente Artengruppen  
rot = hemerobe Artengruppen hinsichtlich des Substrates

Während die Arten der *Cuscuta europaea*-Gruppe in naturnäheren Habitaten noch feinerde-  
reiche Böden charakterisieren, können sie an stark anthropogen überprägten Ufern des Un-  
teren Mittelrheins Pflasterflächen mit geringer Sandauflage als Sekundärlebensraum besie-  
deln, während die feinerdeliebende *Urtica dioica*-Gruppe überwiegend auf wenig hemerobe  
Substrate beschränkt bleibt.

Die herausgearbeiteten Artengruppen stellen hierbei ökologische Gruppen dar, welche die  
Substratpräferenz der jeweiligen Arten am Standort mitteln, da die meisten Uferprofile sich  
aus qualitativ und quantitativ unterschiedlichen Substrattypen zusammensetzen. Zudem sind  
die aus standörtlicher Sicht bimodalen Gruppen in Form der *Humulus lupulus*-Gruppe, wel-

che in obiger Zusammenstellung ausschließlich den hemeroben Flügel aufzeigt, und die *Inula britannica*-Gruppe, welche wiederum ausschließlich den weniger hemeroben Flügel wiedergibt, in ihrer Standortamplitude schwer zu erfassen. Deutlich wird hierbei die **Präferenz einzelner Arten** hinsichtlich der Substrate und der hiermit verbundenen Hemerobie, wobei im Folgenden nur Arten mit mehr als 20 Nachweisen in den Vegetationsaufnahmen betrachtet werden.

LOHMEYER (1982) wies bereits darauf hin, wie schnell sich kleinere Lücken im **Pflaster** als Standort interessanter Pflanzengesellschaften entwickeln können. Hierbei beschreibt er den Zerfall des Mörtels und die Entwicklung von neuen Standorten, wobei artenreiche Gesellschaften entstehen. Auch das Auskämmen von Feinmaterial durch aufkommenden Bewuchs egalisiert im zunehmenden Maße die Substratunterschiede. Eine Vielzahl von Parametern ist für diese Entwicklung ausschlaggebend, wobei insbesondere die Fugenbreite, das Baumaterial, das Alter und der Entwicklungszustand des Pflasters von Bedeutung sind.

Trotz des massiven Uferverbaus werden nach jedem Hochwasser Sedimente abgelagert, was z. B. sehr deutlich an der Höhe von Rasenkanten in Promenaden-Grünanlagen an Ufern erkennbar ist. Folglich wird mit zunehmender Übersandung bzw. Übererdung die Hemerobie von vielen unterschiedlichen Substraten relativiert. LOHMEYER (1981) verwies auf die Übererdung von Pflaster bis zu 3 cm, wobei im Rahmen hier vorliegender Untersuchungen noch deutlich mächtigere Auflagen erfasst wurden, so dass teilweise das Ausgangssubstrat nicht mehr erkennbar war. LOHMEYER (1981) stellt zusammenfassend fest, dass die organischen und feinkörnigen Anteile in ganz unterschiedlicher Menge vorhanden sind und sie letztendlich auf allen Substraten für das Pflanzenwachstum ausschlaggebend sind.

Hinsichtlich der Präferenz des Substrates „Pflaster“ wurden die vorliegenden Daten quantitativ und qualitativ ausgewertet (Tab. 71).

Tabelle 71: Arten der Pflasterflächen am Unteren Mittelrhein

Art	Nachweise	prozentuale Frequenz (%)	quantitativ (Deckung %)
<i>Hieracium sabaudum</i>	22	86	99
<i>Erigeron canadensis</i>	56	55	91
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	25	76	90
<i>Silene silaus</i>	23	74	85
<i>Pastinaca sativa</i>	36	50	84
<i>Equisetum arvense</i>	72	44	84
<i>Scorzoneroide autumnalis</i>	57	58	83
<i>Picris hieracioides</i>	94	61	72
<i>Origanum vulgare</i>	53	58	71
<i>Daucus carota</i>	129	38	71
<i>Lepidium graminifolium</i>	25	60	70
<i>Hypericum perforatum</i>	172	59	65
<i>Sedum album</i>	65	79	64
<i>Senecio inaequidens</i>	224	39	63
<i>Poa compressa</i>	108	56	61
<i>Medicago x varia</i>	84	57	61
<i>Thalictrum flavum</i>	53	38	61
<i>Melilotus altissimus</i>	112	40	58
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	34	35	55
<i>Tanacetum vulgare</i>	289	37	54
<i>Allium schoenoprasum</i>	28	68	40

SANDER (1996) wies an der Elbe ebenfalls nach, dass befestigte Ufer insbesondere die Abundanz von *Allium schoenoprasum* als ursprünglichen Besiedler natürlicher Felsstandorte

deutlich fördert. Auch auffällig ist auf Pflasterflächen die deutliche Präferenz von *Erigeron canadensis*, *Rumex thyrsiflorus*, *Silaum silaus* und *Pastinaca sativa* bezüglich dieser Standorte. Das Auftreten von *Thalictrum flavum* an Uferböschungen konnte auch LUDEWIG (1999:76) in einer der wenigen Arbeiten betreffs hemerober Uferstrukturen an der Saar beobachten.

LOHMEYER (1975:91) beschrieb die Ufer des Mittelrheins in Zusammenhang mit der Diskussion des ‚Cuscuta-Convolutum euphorbietosum esulae‘ als „bemerkenswert buntscheckig“ und verwies darauf, dass diese Arten tief mit ihren Wurzeln in die Fugen des Pflasters eindringen. Auch macht der Autor deutlich, dass dieser stark anthropogene Standort nur wenig nitrophile Neophyten aufweist. Auch in Anbetracht der Ausbreitung von *Solidago gigantea* seit 1974, dem Zeitpunkt der Aufnahmen LOHMEYERS, hat sich diese Situation kaum verändert, so dass diese Standorte für die häufigen Neophyten *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, aber auch für die stetig entnommen werdenden neophytischen Gehölze kaum geeignete Habitate darstellen. Selbst *Solidago gigantea* ist nur mit 19 % der Deckungssumme auf Pflasterstandorten vertreten (58 % auf Sand).

Letztendlich stellen die Vegetationsbestände auf Pflasterflächen durch die anthropogenen Störungen wie Mahd und Gehölzentnahme und die unregelmäßigen hydrologischen Störungen durch Hochwasser relativ stabile Sukzessionszustände dar.

**Sand** als Substrat (Tab. 72) ist überwiegend im ufernahen Bereich vorzufinden, wobei zu berücksichtigen ist, dass der Übergang zu bindigen Boden sehr fließend ist. Als typische Pflanzengesellschaft auf Sand wird von WISSKIRCHEN (1995:246) das Phalaridetum am Unteren Mittelrhein beschrieben. Durch die Ablagerung von Getreibsel am Ufer, meist nach höheren Wasserständen in horizontaler Linie, können auch auf diesem Substrat stickstoffliebende Vegetationsstreifen entstehen. LOHMEYER (1981) betonte ebenfalls, dass die Arten der Ufervegetation gerade auf den mageren Standorten Überflutungen hinsichtlich der Nährstofffracht nutzen.

Tabelle 72: Arten der Sande am Unteren Mittelrhein

Art	Nachweise	prozentuale Frequenz (%)	quantitativ (Deckung %)
<i>Rorippa amphibia</i>	22	77	99
<i>Agrostis stolonifera</i>	50	82	89
<i>Persicaria hydropiper</i>	27	70	89
<i>Cuscuta gronovii</i>	80	63	84
<i>Symphyotrichum x salignum</i>	22	64	80
<i>Calamagrostis epigejos</i>	30	53	73
<i>Helianthus tuberosus</i>	52	65	66
<i>Phalaris arundinacea</i>	261	43	61
<i>Asparagus officinalis</i>	32	58	51

Als weiterer deutlicher Zeiger für Sandstandorte ist *Xanthium saccharatum* mit lediglich 12 Nachweisen in den Vegetationsaufnahmen einzustufen, welche gut oberflächliches Austrocknen und nährstoffarme Sande toleriert. Ebenfalls viele Arten des Bidention, welche in geringen Frequenzen nachgewiesen worden, sind an dieser Stelle zu ergänzen.

**Wasserbausteine** stellen für die Vegetation einen äußerst problematischen Standort dar. Bis auf ein Leitwerk zur Insel Hammerstein (km 616,5-616,8-r) ist ein Verguss der lose geschütteten Wasserbausteine im Untersuchungsraum nicht vorzufinden. Aufgrund der wenigen vorhandenen Durchwurzelungsmöglichkeiten und der aufgrund der Lage häufigen Überschwemmungen sind sie zumeist vegetationsfrei. Die Lücken der geschütteten Steine füllen sich meist mit tonigem bzw. feinem Sand, so dass allerdings sog. „safe sites“ als kleine In-

selbhabitate entstehen. PHILIPPI (1984) stellte fest, dass die Blöcke eine Konkurrenz zwischen den einzelnen Arten weitgehend ausschalten. So sind auch am Unteren Mittelrhein nur Einzelvorkommen von z. B. *Rumex palustris*, *Rumex hydrolapathum* oder *Bidens frondosus* in solchen Lücken der Schüttungen von Wasserbausteinen vorzufinden.

Vor allem wird dieses Substrat allerdings von Spreizklimmern überwachsen, welche an diesem Standort deutlich dominieren (Tab. 73). SCHMITZ & LÖSCH (1995:381) stellten ebenfalls fest, dass sich in Bruchsteinen Weiden nur schwer entwickeln können, wobei sich *Rubus caesius* hier dauerhafter etabliert als auf natürlichem Untergrund, wo sich wiederum *Salix*-Arten besser ansiedeln.

In den seltenen Fällen, wo Wasserbausteine außerhalb des Mittelwasserbereichs eingebracht sind, verläuft die Sukzession in Richtung der betreffenden Gehölzbestände der potenziellen natürlichen Vegetation. So berichtet LOHMEYER (1981:256) von „Blockfluren“ nördlich von Königswinter, welche zum damaligen Zeitpunkt der Untersuchungen (1979) durch ein ‚Cuscuta-Convolvuletum euphorbietosum esulae‘ bestimmt waren und zum Zeitpunkt hier vorliegender Untersuchungen bereits komplett bewaldet waren (Aufnahme 413; Anlage 3 Blatt 14).

Tabelle 73: Arten der Wasserbausteine am Unteren Mittelrhein

Art	Nachweise	prozentuale Frequenz (%)	quantitativ (Deckung %)
<i>Cuscuta lupuliformis</i>	67	19	64
<i>Humulus lupulus</i>	93	21	47
<i>Rorippa austriaca</i>	61	10	43
<i>Cuscuta europaea</i>	166	10	35
<i>Elymus caninus</i>	100	14	24
<i>Solanum dulcamara</i>	29	10	23
<i>Euphorbia esula</i>	105	8	19
<i>Rubus caesius</i>	486	10	19
<i>Clematis vitalba</i>	138	11	15

NOWACK (1996:240) beschreibt die Bedeutung von Basaltblöcken am Ufer des Oberrheins als Standort auch seltener Arten wie z. B. *Scrophularia canina* und *Erucastrum gallicum*. Dies mögen aber Ausnahmefälle sein, vielmehr sind die überwiegend vegetationsfreien Wasserbausteine im Bereich der amphibischen Lebensräume positioniert und insofern in hohem Maße für den Rückgang wertgebender Arten verantwortlich.

**Kiese** sind infolge der gradientenartigen Korrelation der Substrate mit der Strömungsgeschwindigkeit überwiegend im Bereich des Mittelwassers abgelagert. LOHMEYER (1970a:10) betont, dass mit zunehmender Kiesdichte die Artenzahl abnimmt, was durch vorliegende Untersuchungen bestätigt werden kann. Auch wird die Wuchsform der Arten durch das Substrat beeinflusst, so dass auf Kies besonders häufig prostrater Wuchs aufzufinden ist. Charakteristische Arten auf Kiessubstraten sind so am Unteren Mittelrhein nur schwach entwickelt, wobei überwiegend die Arten aus dem Bereich der Bidentetea stammen und vor allem die *Chenopodium album*-Artengruppe hier hervorsticht (Tab. 74).

Tabelle 74: Arten der kiesigen Substrate am Unteren Mittelrhein

Art	Nachweise	prozentuale Frequenz (%)	quantitativ (Deckung %)
<i>Chenopodium polyspermum</i>	41	56	72
<i>Polygonum aviculare</i>	57	40	67
<i>Chenopodium album</i>	73	36	52
<i>Plantago uliginosa</i>	23	35	51
<i>Persicaria lapathifolia</i> ssp. <i>lapathifolia</i>	73	37	44
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	37	24	41

Wie bereits beschrieben, sind in wenigen steilen Uferbereichen natürliche **Felsen** am Ufer im Mittelwasserbereich ausgebildet (Kap. 4.3.8.3). Diese ähneln als Standort in hohem Maße den mit **Stahlwerksschlacken** befestigten Ufern zwischen Bendorf und Neuwied (km 602,0-606,0-r). Es sind hierbei nicht-naturraumtypische „Fels-Strukturen“ im Bereich des Neuwieder Beckens entstanden. Stahlwerksschlacke wurde aufgrund der hohen Verwitterungsbeständigkeit und Oberflächenrauheit, aber auch aufgrund der regionalen Verfügbarkeit verwandt. Untersuchungen von TITTIZER et al. (1986) stellten die Schlacken als nicht toxisch heraus. Auch konnten durch die Autoren keine signifikanten Schwermetallkonzentrationen im Interstitialwasser festgestellt werden. Allerdings wurde jüngst bei Renaturierungsmaßnahmen im Bereich Duisburg durchaus eine Belastung der Hochuferschlacken im Rheinuferbereich festgestellt (NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND 2010:37). In diesen Uferabschnitten haben sich am Unteren Mittelrhein sehr thermophile Vegetationseinheiten an Standorten entwickelt, welche aufgrund der Festigkeit des Untergrundes einer Sukzession zu Gehölzen nur wenig Raum lassen.

Im Bereich des Mittelwassers sind Schlackenstandorte meist vegetationsfrei, während auf Felsen vor allem *Rorippa sylvestris* und *Allium schoenoprasum*, aber auch *Scorzoneroide autumnalis* und *Juncus compressus* vorherrschen. Es zeigt sich, dass meist kleinste Fugen im Mittelwasserbereich für den Bewuchs notwendig sind, welche im Schiefer des Rheintals vorhanden sind und bei den Schlacken des Neuwieder Beckens häufig fehlen.

Trockenere Bereiche der Schlacken oberhalb des Mittelwasserbereiches werden zunehmend von Arten der *Sedum album*-Gruppe bestimmt.

So lassen sich neben der Beziehung von Artengruppen zum Substrat (Tab. 70; Seite 222) auch deutlich (regionale) charakteristische Arten für den Bereich der hemeroben und der weniger hemeroben Substrate herausarbeiten (Tab. 75), wobei Gehölze nicht berücksichtigt wurden, da sie im Rahmen der Unterhaltung meist an den hemeroben Standorten entfernt werden. Da uneindeutige Substratkombinationen nicht in die Auswertung eingebunden werden, ergibt die Summation in Tab. 75 nicht immer exakt 100 %.

Neben einer Vielzahl indifferenter Arten ist die Präferenz einiger Arten der Ufer des Unteren Mittelrheins hinsichtlich der Hemerobie des Substrates sehr eindeutig. Dies deckt sich unter anderem mit den Ergebnissen von SANDER (1996) an der Elbe, welche auf befestigten Ufern mehr trockentolerante und auch überschwemmungsfeste Hemikryptophyten feststellt. Während bei den hemeroben Standorten des Unteren Mittelrheins die ruderalen und thermophilen Arten dominieren, sind dies bei den ahemeroben Standorten die Arten mit hohen Wasseransprüchen der Klasse der Bidentetea, aber auch der Salicetea und der Convolvuletalia. Interessant ist hingegen, dass Arten der hemeroben ***Artemisia vulgaris*-Artengruppe** wie *Tanacetum vulgare*, *Artemisia vulgaris* und *Achillea millefolium* hinsichtlich des Substrates durchaus indifferent sind und folglich in Tab. 75 nicht als Zeiger hemerober Substrate enthalten sind. Vielmehr scheint diesbezüglich der Wasserhaushalt entscheidender zu sein und sich die Vorliebe dieser Arten an meist trockenen, stark besonnten Bereichen mit vorhandenem Uferverbau zu orientieren.

Tabelle 75: Spezifische Arten hemerober Substrate (Pflaster, Wasserbausteine, Mauern) und a-hemerober Substrate (Sand, Kies, bindiger Boden)

Art	Nachweise	hemerobe Substrate		ahemerobe Substrate	
		prozentuale Frequenz (%)	quantitativ (Deckung %)	prozentuale Frequenz (%)	quantitativ (Deckung %)
<i>Hieracium sabaudum</i>	22	95	100	5	0
<i>Silaum silaus</i>	23	81	91	17	8
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	25	80	90	20	10
<i>Sedum album</i>	65	80	75	5	3
<i>Allium schoenoprasum</i>	28	75	47	7	1
<i>Picris hieracioides</i>	94	66	73	28	27
<i>Lepidium graminifolium</i>	25	64	71	36	29
<i>Scorzoneroidea autumnalis</i>	57	63	83	29	18
<i>Pastinaca sativa</i>	36	61	89	39	11
<i>Hypericum perforatum</i>	172	61	66	30	23
<i>Medicago x varia</i>	84	60	63	39	37
<i>Poa compressa</i>	108	59	65	34	27
<i>Origanum vulgare</i>	53	58	71	33	24
<i>Erigeron canadensis</i>	56	55	91	40	9
<i>Humulus lupulus</i>	93	49	82	47	14
<i>Persicaria hydropiper</i>	27	4	3	96	97
<i>Chenopodium album</i>	73	5	2	93	98
<i>Chenopodium polyspermum</i>	41	-	-	92	84
<i>Persicaria lapathifolia</i> agg.	73	8	6	92	93
<i>Rorippa amphibia</i>	22	9	1	91	99
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	37	6	15	91	84
<i>Helianthus tuberosus</i>	52	6	0	91	96
<i>Brassica nigra</i>	77	-	-	91	99
<i>Arctium lappa</i>	82	5	2	89	94
<i>Solanum nigrum</i>	21	10	4	86	93
<i>Fallopia dumetorum</i>	51	10	1	86	99
<i>Alliaria petiolata</i>	70	7	1	84	95
<i>Agrostis stolonifera</i>	50	6	-	82	98
<i>Salix alba</i>	58	14	11	81	85
<i>Polygonum aviculare</i>	57	16	5	79	94
<i>Galium aparine</i>	53	17	14	79	86
<i>Plantago uliginosa</i>	23	17	11	78	87
<i>Symphyotrichum x salignum</i>	22	22	2	78	98
<i>Cuscuta gronovii</i>	80	24	8	76	92
<i>Bromus inermis</i>	41	24	18	75	83
<i>Atriplex prostrata</i>	27	22	29	75	71
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	93	16	4	73	81
<i>Impatiens glandulifera</i>	181	26	5	72	95
<i>Symphyotrichum novi-belgii</i>	17	30	8	71	92
<i>Rumex crispus</i>	34	29	18	71	81
<i>Phalaris arundinacea</i>	261	28	18	71	81
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	69	-	-	68	94
<i>Rorippa sylvestris</i>	109	32	9	66	89
<i>Urtica dioica</i>	305	-	-	64	93
<i>Lythrum salicaria</i>	55	38	11	62	90



Die Auflistung wäre durch einige weitere Arten, welche nur in geringerer Anzahl in den Vegetationsaufnahmen vorkommen, zu ergänzen wie z. B. *Rumex maritimus*, *Eleocharis vulgaris*, *Eleocharis palustris*, *Butomus umbellatus*, *Dysphania ambrosioides* für ahemerober und *Campanula rotundifolia*, *Sanguisorba minor*, *Pimpinella saxifraga* und *Rumex scutatus* für hemerobe Substrate. Diesbezüglich werden unter Kap. 5.2 naturschutzfachlich wertgebende Arten differenziert.

Zusammenfassend zeigt Abb. 37 die Situation an den Ufern des Unteren Mittelrheins mittels einer „**D**etrended **C**orrespondence **A**nalysis“ (= DCA) auf. Die wesentlichen Parameter diesbezüglich wurden bereits in Kap. 4.4.2.4 erläutert. Abb. 37 stellt die Lage der Aufnahmen hinsichtlich der dominanten Substrate in einer Ordination dar.

Hierbei werden die Hemerobie-Parameter post-hoc überlagert, wobei drei deutliche Bereiche zu erkennen sind:

- Sande und bindige Böden im Bereich der wenig hemeroben Standorte,
- Sande im Bereich unbeschatteter Standorte und
- Pflaster im Bereich unbeschatteter, hemerober Standorte.

Weitere Hemerobie-Parameter sind an zusätzliche Achsen gebunden und folglich in Abb. 37 nicht darstellbar.

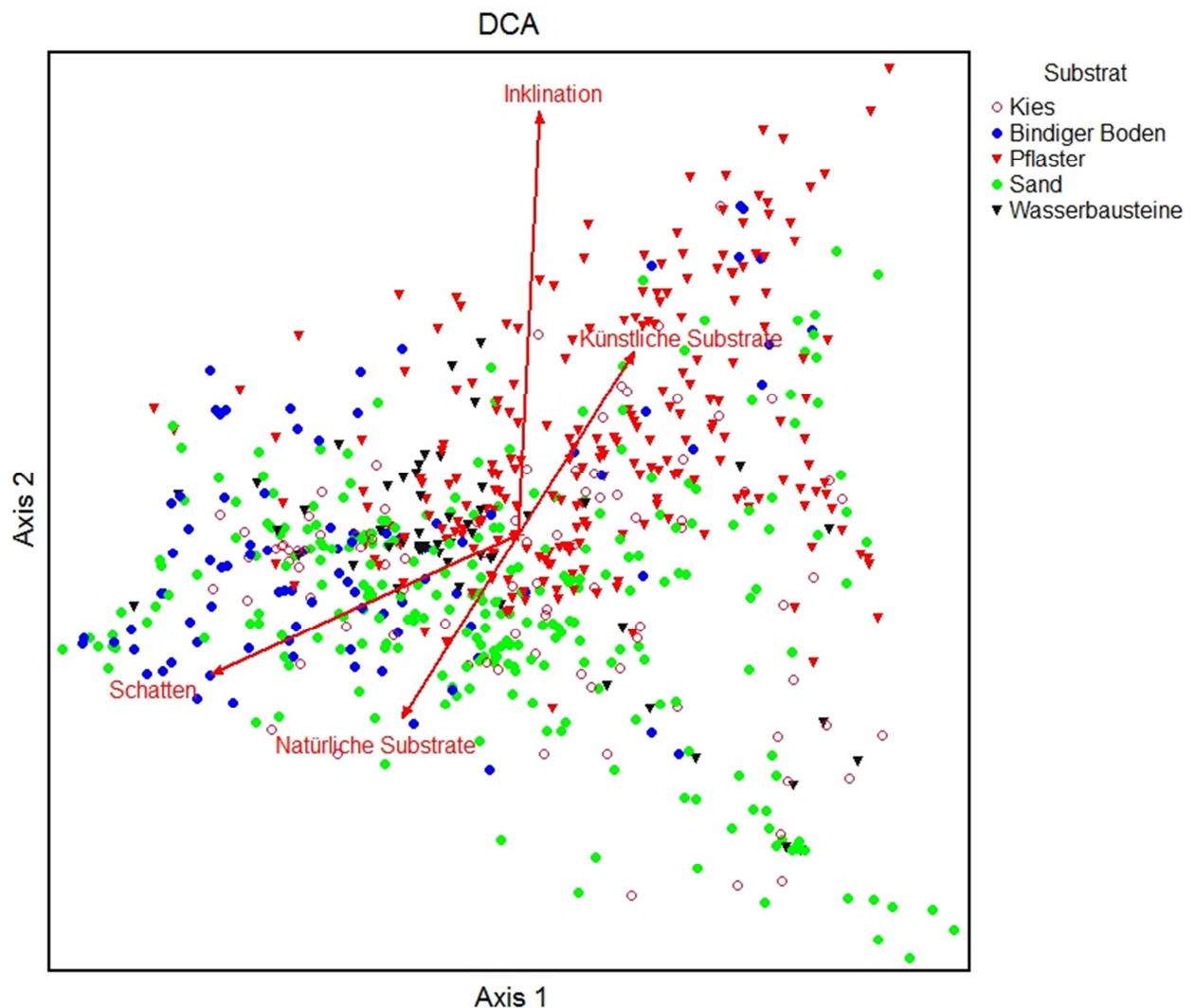


Abbildung 37: DCA der wesentlichen Substrate der Vegetationsaufnahmen mit einer Post-hoc-Korrelation der Hemerobie-Parameter; cutoff  $r^2$ -value= 0,125

#### 4.5.2.6 Hemerobie und Uferbreite

Wird ausschließlich die Uferbreite in Zusammenhang mit der Hemerobie betrachtet, ergibt sich das Bild entsprechend Tab. 76 und 77. Hierbei werden die Punktwerte des Hemerobie-Indexes im Zusammenhang mit der Klassifizierung der Uferbreiten (siehe Kap. 3.1.1.4) ausgewertet, wobei der Wertebereich zwischen 1 (sehr breite Ufer) und 10 (sehr schmale Ufer) liegt; der Mittelwert dieses Index liegt im Untersuchungsraum bei 6,5.

Tabelle 76: Zeigerarten hinsichtlich der Uferbreite: schmale Ufer

Art	Mittlerer Punktwert „Uferbreite“
<i>Lepidium graminifolium</i>	8,0
<i>Picris hieracioides</i>	7,8
<i>Erigeron canadensis</i>	7,5
<i>Sedum album</i>	7,5
<i>Medicago x varia</i>	7,5
<i>Scorzoneroide autumnalis</i>	7,5
<i>Silaum silaus</i>	7,5
<i>Poa compressa</i>	7,4
<i>Melilotus altissimus</i>	7,4
<i>Achillea millefolium</i>	7,4
<i>Medicago lupulina</i>	7,4
<i>Juncus compressus</i>	7,4
<i>Allium schoenoprasum</i>	7,3

Allein 4 Arten der *Medicago lupulina*-Gruppe sind hierbei Zeigerwerte für „schmale Ufer“. Ebenso ist die *Inula britannica*-Gruppe charakteristisch für schmale Ufer am Unteren Mittelrhein. Die Standorte beider Gruppen, aber auch der anderen genannten Arten sind verbaute, sonnige und steile Ufer.

Tabelle 77: Zeigerarten hinsichtlich der Uferbreite: breite Ufer

Art	Mittlerer Punktwert „Uferbreite“
<i>Helianthus tuberosus</i>	4,0
<i>Persicaria hydropiper</i>	4,1
<i>Rorippa amphibia</i>	4,4
<i>Persicaria lapathifolia</i>	4,6
<i>Solanum nigrum</i>	4,6
<i>Brassica nigra</i>	4,9
<i>Chenopodium album</i>	5,4
<i>Solanum dulcamara</i>	5,4
<i>Chenopodium polyspermum</i>	5,5
<i>Impatiens glandulifera</i>	5,5
<i>Arctium lappa</i>	5,5
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	5,5
<i>Salix alba</i>	5,5
<i>Bidens frondosus</i>	5,5

Hinsichtlich der „breiten Ufer“ kann vor allem *Helianthus tuberosus* als Zeigerart angeführt werden. Ihr folgen Arten der Bidentetea-Gruppen, aber auch der *Brachypodium sylvaticum*- und *Urtica dioica*-Gruppe. Die Auflistung in Tab. 77 wäre nach Auswertung der Fundortdaten der Detailkartierung (siehe Kap. 3.2.3) durch eine Vielzahl von Bidentetea-Arten und weitere Therophyten der Sisymbrietea, aber auch durch Auenarten wie z. B. *Dipsacus pilosus* zu

ergänzen. Alle Arten sind typisch für flache, naturnahe Ufer und im terrestrischen Bereich mehr beschattete Ufer.

#### 4.5.2.7 Hemerobie und Uferumfeld

FERNANDES et al. (2011) stellen fest, dass die Zusammensetzung der Vegetation signifikant von der Landnutzung, insbesondere der naheliegenden, abhängig ist. Diesbezüglich stellt der Untere Mittelrhein eine besondere Situation dar, da zumeist das unmittelbare **Uferumfeld** durch Verkehr und Besiedlung geprägt ist. Die Bedeutung der Nutzung von Gärten als Quelle von Neophyten wurde unter Kap. 4.2.3 diskutiert.

Nur in wenigen Fällen ist die Ufervegetation durch das unmittelbare Uferumfeld geprägt, wie z. B. die Vorkommen von *Melica ciliata*, *Seseli libanotis*, *Artemisia absinthium* und *Galatella linosyris* in unmittelbarer Nähe anstehender Felsen, was in besonderem Maße im Bereich von Hammerstein (km 617-618-r), aber auch im Bereich der Felsen zwischen Leutesdorf und Feldkirchen (km 610,5-612-r) auffällig ist.

Nur wenige, unmittelbar an das Gewässer angrenzende landwirtschaftliche Flächen bedingen, dass die Vegetation der Ufer kaum durch Arten der Klasse Molinio-Arrhenatheretea geprägt wird, wie dies z. B. an der Elbe (KRUMBIEGEL 2008:69) oder am Niederrhein (VERBÜCHELN 1990:27) der Fall ist. Auch wenn punktuell die Ufervegetation durch angrenzende Nutzung mit geprägt wird, wie z. B. Arten der Weinberge (*Vitis vinifera*, *Ruta graveolens*) oder gehäuftes Vorkommen von *Asparagus officinalis* in räumlicher Nähe zur landwirtschaftlich genutzten Insel Niederwerth, „paust sich“ (BRANDES 1996a:8) bei insgesamt stark überformten Ufern mit einem sehr anthropogen geprägten Umfeld die Vegetation des Uferumfeldes nur schwach durch.

Im Gegensatz zu FILZEK (2008), welcher das gewässernahe Umfeld als wesentlichen Parameter für die Naturnähe der Ufer definiert, kann in vorliegender Untersuchung kaum ein Zusammenhang zwischen der Hemerobie des Uferumfeldes und der unmittelbaren Hemerobie der Ufer festgestellt werden, wobei allerdings auch zu berücksichtigen ist, dass der Parameter ‚Uferumfeld‘ nur mit einer geringen Gewichtung in die Clusterung der Hemerobie-Klassen eingeht (siehe Kap. 3.1.2). Allerdings wurde im Rahmen der Hemerobie-Modellierung auch eine höhere Gewichtung geprüft und musste hinsichtlich der Ergebnisse verworfen werden. Bezüglich des Uferumfeldes stellen auch z. B. OPPERMANN & BRANDES (1993) ebenfalls nur einen geringen Einfluss der näheren landwirtschaftlichen Kulturflächen auf die Ufervegetation der Oker fest.

#### 4.5.2.8 Hemerobie und Uferverbau

Wie unter Kap. 4.1.1.6 beschrieben, sind die Ufer am Unteren Mittelrhein zu über 80 % durch anthropogene Maßnahmen verbaut. Aus vegetationskundlicher Sicht sind die Verbaumaßnahmen im unmittelbaren Mittelwasserbereich entscheidend, da diese die Entwicklung der ufertypischen, amphibischen Zone unterbinden.

Gelegentlich sind am Rhein stark befestigten Ufern kiesige Substrate vorgelagert (z. B. Bonn-Beuel; km 653,5-654,5-r) und stellen insofern hinsichtlich der Hemerobie Mischtypen dar. Im Norden Bonns (km 656,1-657,1-l) sind der befestigten Promenade Bühnen vorgelagert, welche in den Bühnenfeldern und an den Bühnenwurzeln bei günstigen Niedrigwassersituationen hochwertige Bidentetea-Gesellschaften beinhalten. Allerdings sind Gesellschaften der Bidentetea zumeist doch Gleitufeln oder unverbauten Ufern vorgelagert. Aber es sind folglich nicht nur Übergänge der Vegetationseinheiten, sondern auch jene der Uferhemerobie und deren Parameter fließend und nicht mit einfachen Korrelationen zu interpretieren.

Dennoch können hinsichtlich verbauter Ufer mit der Auswertung des Hemerobie-Parameters „Uferverbau“ aus Kap. 3.1.1.6 regionale Zeigerwerte herausgearbeitet werden (Tab. 78), wobei der Mittelwert des Gesamtdatensatzes 7,9 beträgt.

Tabelle 78: Zeigerarten hinsichtlich des Uferverbaus: „verbaute Ufer“

Art	Uferverbau-Index (Kap. 3.1.1.6)
<i>Pastinaca sativa</i>	9,2
<i>Lepidium graminifolium</i>	9,2
<i>Medicago x varia</i>	9,1
<i>Allium schoenoprasum</i>	9,1
<i>Silaum silaus</i>	9,1
<i>Hypericum perforatum</i>	9,1
<i>Sedum album</i>	9,0
<i>Juncus compressus</i>	9,0
<i>Poa compressa</i>	8,9
<i>Achillea millefolium</i>	8,9
<i>Scorzoneroide autumnalis</i>	8,9
<i>Picris hieracioides</i>	8,8
<i>Origanum vulgare</i>	8,8
<i>Rumex thysiflorus</i>	8,7
<i>Medicago lupulina</i>	8,7

In hohem Maße decken sich diese Arten mit denen der „schmalen Ufern“, wobei zusätzlich neben der *Medicago lupulina*-, der *Lepidium graminifolium*-, der *Silaum silaus*- und der *Inula britannica*-Gruppe auch die *Origanum vulgare*-Gruppe auf Pflastern und Mauern deutlicher hervortritt.

Tab. 79 wiederum gibt die Zeigerarten „unverbauter Ufer“ wieder. In hohem Maße decken sich dabei die Daten mit den Zeigerarten „breiter Ufer“ und umfassen vor allem Bidentetea-Arten. *Helianthus tuberosus* ist nicht mehr so deutlich hervorzuheben, so dass sie breite Ufer präferiert, welche nicht unbedingt unverbaut sein müssen und insofern die geringere Überschwemmungstoleranz belegt, welche bereits in Kap. 4.3.4.1 diskutiert wurde.

Tabelle 79: Zeigerarten hinsichtlich des Uferverbaus: „unverbaute Ufer“

Art	Uferverbau-Index (Kap. 3.1.1.6)
<i>Persicaria hydropiper</i>	4,1
<i>Rorippa amphibia</i>	4,2
<i>Persicaria lapathifolia</i>	5,4
<i>Solanum nigrum</i>	5,6
<i>Brassica nigra</i>	6,0
<i>Helianthus tuberosus</i>	6,0
<i>Plantago uliginosa</i>	6,3
<i>Chenopodium album</i>	6,4
<i>Solanum dulcamara</i>	6,4
<i>Arctium lappa</i>	6,4
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	6,4
<i>Salix alba</i>	6,5

#### 4.5.2.9 Hemerobie und Überflutungsdauer

Von vielen Autoren wird auf die Bedeutung von Überflutungen und die damit verbundene relative Geländehöhe als wichtige hydrologische Größe für die Vegetationszusammensetzung hingewiesen (z. B. KRAUSE 1990a, BURKART 2001:456). Allerdings ist in diesem Zusammenhang noch ein hoher Forschungsbedarf festzustellen. Dies sehen auch die Autoren der „Vegetationskundlichen Leitbilder“ für den Rhein (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 2003b), die hierbei sehr lückige und z. T. auch widersprüchliche Angaben hinsichtlich der Überschwemmungstoleranz einzelner Arten hervorheben.

SCHWABE & KRATOCHWIL (1991:15) differenzieren für Süddeutschland an gepflasterten Ufern vom Mittelwasser aus gesehen in Abhängigkeit von der Geländehöhe eine Potentillion-Phalaridetum-Zone, eine untere Hochstaudenzone mit Arten der Convolvuletalia, eine obere Hochstaudenzone mit Arten der Glechometalia und eine Böschungsschulter mit Arten der Artemisietea.

KRUMBIEGEL (2008) findet hingegen an Uferböschungen der Elbe drei Höhenzonen, wie sie sich am Rhein auch an den befestigten Pflastern der **Hochufer** feststellen lassen. Die obere Böschungszone besteht aus Arten, welche längere Überstauungen nicht vertragen wie z. B. *Achillea millefolium*, *Lotus corniculatus* und *Achillea ptarmica*, wobei letztere Art am Rhein allerdings den Schwerpunkt deutlich flussnäher hat. Zudem stellt der Autor an der Elbe Arten der mittleren Böschungszone heraus, die temporäre Überstauungen vertragen, wie z. B. *Calyptegia sepium*, *Lythrum salicaria*, *Lysimachia vulgaris* und *Rubus caesius*, welche an der Elbe allerdings nur kleinflächig nachgewiesen wurden und am Rhein fast durchgängig vorhanden sind. Am tiefsten gelegen werden als dritte Gruppe von dem Autor auch hier die Flutrasen-Arten aufgeführt: *Rorippa sylvestris*, *Juncus compressus*, *Phalaris arundinacea*, *Festuca arundinacea*, *Potentilla reptans*, *Inula britannica*, wobei am Unteren Mittelrhein aber auch immer wieder Bestände von *Rubus caesius* unmittelbar oberhalb der Mittelwasserlinie festgestellt wurden.

Ein solcher Gradient an Hochufern auf Pflaster-Standorten ist am Unteren Mittelrhein mittels der COCKTAIL-Artengruppen wie folgt zu umschreiben: im unteren Bereich ist die *Festuca arundinacea*- und *Phalaris arundinacea*-Gruppe gelegen und wird gelegentlich durch die *Inula britannica*-Gruppe ergänzt. Hieran grenzt oberhalb meist die *Cuscuta europaea*-Gruppe an, welche im oberen Böschungsbereich durch die *Arrhenatherum elatius*- bzw. *Artemisia vulgaris*-Gruppe vertreten wird und gelegentlich durch die *Calamagrostis epigejos*-Gruppe in höheren Bereichen ergänzt wird.

In steileren und warm-trockenen Bereichen der **Steilufer** wird die Potentillion-Zone der *Festuca arundinacea*- und *Phalaris arundinacea*-Gruppen direkt durch die trockenen Artengruppen wie z. B. die *Sedum album*- oder *Medicago lupulina*-Gruppe abgelöst, wobei hier auch deutlich die Blattmorphologie die standortspezifischen Merkmale des Wasserhaushaltes widerspiegelt. Aufgrund der Steilheit hemerober Ufer sind die hydrologisch differierenden Bereiche folglich stark gestaucht. HACHTEL et al. (1999:69) haben diesbezüglich die steilen Promenadenufer bei Bonn (km 652,5-655,0-l) ebenfalls in einzelne Höhenzonen untergliedert. Aus diesen einzelnen Beobachtungen pauschale Rückschlüsse zu ziehen, ist allerdings schwer möglich, da sowohl die Steilheit der Ufer, das Baumaterial, die Exponierung und insbesondere der Verfuhrungsgrad der Befestigung, aber auch der aktuelle Pflegezustand und auch die Fluktuationen in Abhängigkeit von den jährlichen Wasserständen entscheidend sind. So waren im Jahr 2011 teilweise im unteren Bereich der Promenadenmauern bei Bonn 1-2 m breite, vegetationsfreie, graue Bänder und darauf folgend eine klare Grenze zu einer *Phalaris arundinacea*/*Festuca arundinacea*-Zone und eine weitere undeutlichere Grenze zu einem „compositum mixtum“ von Convolvuletalia-, Artemisietalia- und Arrhenatheretalia-Arten zu erkennen. Insbesondere die ruderalen Arten *Calamagrostis epigejos* und *Artemisia*

*vulgaris* sind im Untersuchungsraum auffällig im Bereich der oberen Böschungskante positioniert.

Auf engstem Raum gehen die Standortbedingungen von temporären Überschwemmungen zu extremen Trockensituationen über, wobei als (zufällige) Größe die jeweiligen Spalten und Risse in steilen Pflasterböschungen bzw. die dünne Substratauflage bei weniger steilen Böschungen von hoher Bedeutung ist.

Auch bei steileren Ufern am Unteren Mittelrhein scheinen z. B. für den Übergang von der nässeliebenden Art *Phalaris arundinacea* zu nässemeidenden Arten wie *Hypericum perforatum*, *Tanacetum vulgare* und *Galium album* (PASSARGE 1993:363) geringste Höhenunterschiede ausschlaggebend.

Deutlicher zeigt sich hingegen eine Zonierung an weniger hemeroben **Flachufern**, welche in hohem Maße die Überschwemmungshäufigkeit und -dauer abzeichnen, wobei in flachen Uferbereichen hinsichtlich der Überschwemmungstoleranz jeder Dezimeter entscheidend ist. SCHOLZ (2009) sieht zur Prognose der Vegetation an naturnahen Standorten der Elbe die Kombination von Bodenform und relativer Geländehöhe über Mittelwasser als entscheidend und arbeitet z. B. *Galium album* als Zeiger für höher gelegene Bereiche heraus.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wurde bei den Geländeaufnahmen der Wasserstand am betreffenden Pegel festgehalten und die Höhe der Aufnahme, auch unter Zuhilfenahme von Karten (BfG - DBWK2; Kap. 8.2) über dem Mittelwasserstand abgeschätzt. Folglich konnte annähernd mittels der relativen Geländehöhe, als Differenz zwischen Geländehöhe der Probestfläche und Mittelwasserstand, auf die Überschwemmungsdauer und -frequenz geschlossen werden. Auch in Anbetracht der verbleibenden Ungenauigkeit einer solchen Vorgehensweise und auch der teilweise diesbezüglich zu breiten Aufnahmeflächen im Bereich von Steilufern können aufgrund der umfangreichen Datenmenge mittlere Höhen einzelner Arten berechnet werden (Tab. 80).

Tabelle 80: Mittlere Höhe ausgewählter Arten bezogen auf den Mittelwasserspiegel

Art	Mittlere Höhe über dem Mittelwasserspiegel in cm
<i>Chenopodium glaucum</i>	-0,11
<i>Rorippa sylvestris</i>	0,54
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,93
<i>Brassica nigra</i>	0,94
<i>Rorippa austriaca</i>	0,99
<i>Achillea ptarmica</i>	1,09
<i>Populus x canadensis</i>	1,09
<i>Symphyotrichum spec.</i>	1,15
<i>Festuca arundinacea</i>	1,15
<i>Artemisia vulgaris</i>	1,18
<i>Vicia cracca</i>	1,18
<i>Tanacetum vulgare</i>	1,22
<i>Solidago gigantea</i>	1,31
<i>Ulmus minor</i>	1,87
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	1,87
<i>Origanum vulgare</i>	2,17
<i>Sedum album</i>	2,29
<i>Hedera helix</i>	2,87

So ist aus Tab. 80 deutlich die höhere Position von *Festuca arundinacea* verglichen mit *Phalaris arundinacea* zu entnehmen. Ebenso schlägt sich die Positionierung von *Rorippa austriaca* im Bereich der Flutrasen nieder (siehe Kap. 4.3.8.3). Auch wird die Bedeutung von *Chaerophyllum bulbosum* als Ersatzgesellschaft des Querco-Ulmetum deutlich, ebenso wie die höhere Überflutungstoleranz von *Symphyotrichum*-Arten gegenüber *Solidago gigantea*.

Hinsichtlich der spezifischen Überschwemmungstoleranz einzelner Arten bzw. deren Überdauern unter anoxischen Bedingungen gibt es allerdings noch einen hohen **Forschungsbedarf**. Wie bereits erwähnt, erwies sich teilweise bei vorliegender Studie die Form der Aufnahmeflächen im Bereich der Steilufer für die Ableitung eines Feuchtegradienten als zu grob. Diesbezüglich ist anzustreben, Vegetationsaufnahmen in noch schmaleren, streifenförmigeren Untersuchungsflächen im Bereich der Steilufer anzufertigen, um deutlichere Transekte hinsichtlich der Feuchtegradienten und der Überschwemmungstoleranz einzelner Arten herauszuarbeiten. An der Elbe sind diesbezüglich Habitatmodelle auf Basis von hydrologischen Variablen zur Definition des Habitatpotenzials in Bearbeitung (MOSNER & HORCHLER 2011).

In diesem Zusammenhang weisen u. a. WISSKIRCHEN (1995:334) und HUSICKA & SCHULTE (1999) darauf hin, dass die physiologische Bedeutung von **Sommerhochwasser** stark selektiv auf die Uferzönosen wirkt. Dies belegen Beobachtungen aus dem Jahr 2013 ebenfalls eindrücklich. Folglich sind gewässerkundliche Jährlichkeiten der Hochwasser aus vegetationskundlicher Sicht differenziert zu betrachten. So ist das Junihochwasser im Jahr 2013 mit einer Jährlichkeit von 1-2 Jahren aus hydrologischer Sicht nicht auffällig. Wird hingegen ausschließlich das Sommerhalbjahr und somit die Vegetationsperiode betrachtet, weist dieses Sommerhochwasser eine ca. 30-jährliche Frequenz auf und ist folglich anders zu bewerten. Ein letztes Sommerhochwasser mit mindestens selbiger Scheitelhöhe war am Unteren Mittelrhein am 29.05.1983 zu beobachten.

Im Bereich sehr stark anthropogen überprägter Ufer ist die Bedeutung von Sommerhochwasser hingegen weniger deutlich in der Vegetation abzulesen.

Zusammenfassend ist neben der Überflutungsdauer deren Frequenz und Höhe, aber auch deren Zeitpunkt für die Vegetationszusammensetzung von entscheidender Bedeutung. SIEBEL & BLOM (1998) wiesen in diesem Zusammenhang am Rhein auf die hohe Relevanz von Hochwasser im späten Frühling bzw. im Sommer aufgrund der Überschwemmungsempfindlichkeit von Sämlingen auf die Zusammensetzung der Gehölzvegetation hin. So macht auch HENRICHFREISE (1996) das spezifische Abflussregime des Rheins für die relativ höhere Lage der Weichholzaue über dem Mittelwasser verglichen mit der Elbe verantwortlich.

#### 4.5.2.10 Hemerobie und funktionale Merkmale

Es stellt sich die Frage, inwiefern funktionale Merkmale („functional traits“) von Arten als Kennzeichen hemerober Strukturen zu werten sind und die jeweilige Standorthemerobie widerspiegeln. AMARELL & KLOTZ (2009) verwenden beispielsweise biologische-ökologische Merkmale als zentrale Bestandteile eines Indikatorsystems für einen großräumlichen Vergleich von Grünlandauen im Rahmen des BMBF-Projektes „Robustes Indikationssystem für ökologische Veränderungen in Auen (RIVA)“.

Abb. 38 beleuchtet hierbei die Frage, inwiefern sich die Standorthemerobie in der **CSR-Strategie** (GRIME 1979) der Artenbestände widerspiegelt (siehe Kap. 4.4.2.2).

Konkurrenz-Ruderal-(CR-)Strategen nehmen mit zunehmender Hemerobie leicht ab, während Konkurrenz-Stress-Ruderal-(CSR-)Strategen geringfügig zunehmen, was auf eine größere Dynamik und Störung weniger hemerober Standorte hinweist. Eine Einbeziehung seltenerer Funde aus der Gruppe der Bidentetea würde dieses Ergebnis verdeutlichen.

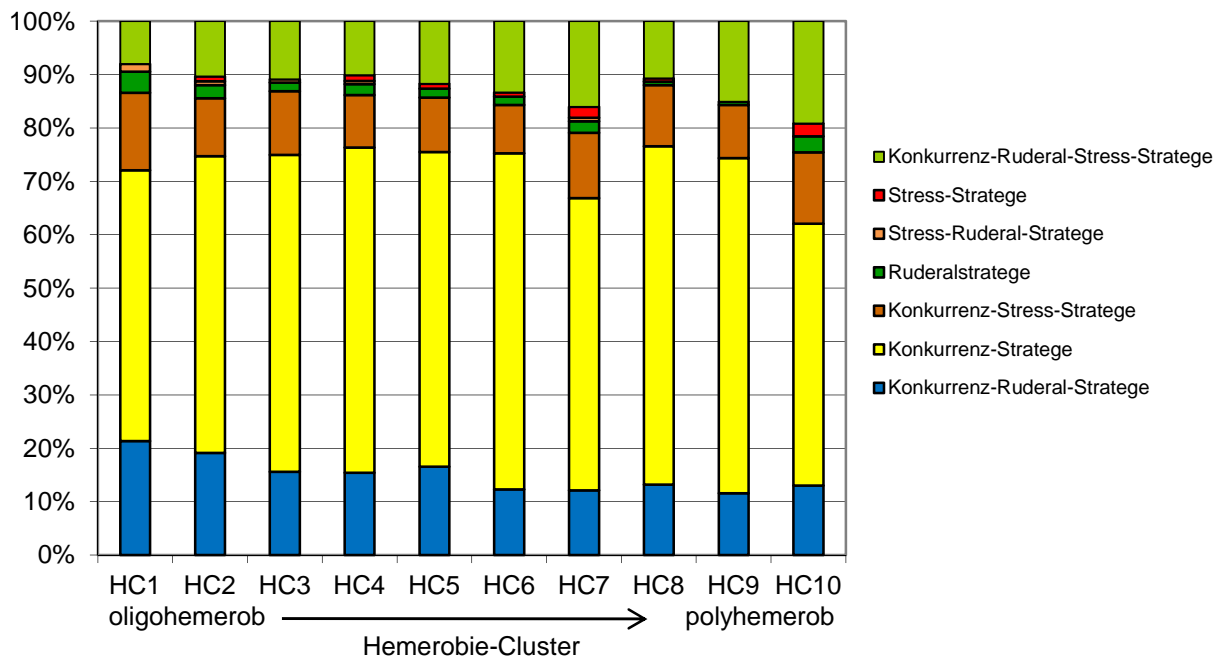


Abbildung 38: CSR-Strategien in Bezug zu Hemerobie-Clustern

Die grundsätzliche Zusammensetzung der Hemerobie-Cluster hinsichtlich der Strategietypen hingegen ändert sich nur geringfügig. Ein Rückschluss von dem Strategietypus auf die Hemerobie ist folglich nicht vertretbar, da neben einer Vielzahl von Standorten, welche von Konkurrenzstrategen präferiert werden, auch Habitate mit extremen Standortbedingungen anthropogen sind, welche ebenso wie wenig hemerobe Standorte den Stress-Faktor mehr betonen.

In Tab. 81 sind die **Lebensformenspektren** von modifizierten COCKTAIL-Gruppen mit mehreren zugeordneten Vegetationsaufnahmen dargestellt, wobei hohe Werte farblich betont werden. Die therophytischen Lebensräume unterhalb der Mittelwasserlinie und deren Übergang über die *Phalaris arundinacea*-Gruppe und die *Festuca arundinacea*-Gruppe zur *Cuscuta europaea*-Gruppe sind gut ersichtlich. Auffällig ist der hohe Therophyten-Anteil in der *Urtica dioica*-Gruppe. Wie bei den CSR-Strategietypen bereits ausgeführt, ist eine deutliche Unterscheidung der Hemerobie der Artengruppen auch bei den Lebensformen nicht ersichtlich. Die sehr hemerobe *Medicago lupulina*-Artengruppe weist wiederum einen höheren Anteil an Therophyten auf.



Tabelle 81: Lebensformenspektren ausgewählter, modifizierter COCKTAIL-Gruppen

COCKTAIL-Gruppe	Lebensform							
	A	C	G	H	N	P	T	Z
<i>Chenopodium rubrum</i>	0 %	8 %	4 %	38 %	0 %	0 %	50 %	0 %
<i>Rorippa amphibia</i>	8 %	1 %	13 %	39 %	2 %	4 %	33 %	1 %
<i>Chenopodium album</i>	5 %	7 %	0 %	41 %	2 %	2 %	43 %	1 %
<i>Helianthus tuberosus</i>	0 %	0 %	21 %	55 %	0 %	4 %	15 %	5 %
<i>Urtica dioica</i>	0 %	2 %	14 %	41 %	1 %	5 %	32 %	4 %
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0 %	2 %	9 %	44 %	7 %	19 %	16 %	4 %
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0 %	1 %	6 %	34 %	12 %	29 %	10 %	7 %
<i>Phalaris arundinacea</i>	2 %	2 %	19 %	45 %	2 %	4 %	24 %	3 %
<i>Festuca arundinacea</i>	0 %	3 %	10 %	67 %	1 %	3 %	12 %	3 %
<i>Sedum album</i>	0 %	18 %	3 %	56 %	5 %	3 %	13 %	2 %
<i>Saponaria officinalis</i>	0 %	4 %	10 %	63 %	0 %	4 %	13 %	5 %
<i>Inula britannica</i>	0 %	11 %	9 %	50 %	2 %	7 %	16 %	5 %
<i>Melica ciliata</i>	0 %	18 %	0 %	62 %	2 %	4 %	13 %	0 %
<i>Crataegus monogyna</i>	0 %	1 %	11 %	35 %	20 %	15 %	12 %	7 %
<i>Origanum vulgare</i>	0 %	7 %	5 %	69 %	2 %	7 %	8 %	2 %
<i>Cuscuta europaea</i>	0 %	1 %	12 %	60 %	3 %	6 %	11 %	5 %
<i>Artemisia vulgaris</i>	0 %	3 %	10 %	67 %	2 %	5 %	11 %	2 %
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0 %	1 %	16 %	65 %	6 %	6 %	3 %	3 %
<i>Humulus lupulus</i>	0 %	2 %	12 %	58 %	3 %	12 %	7 %	7 %
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0 %	5 %	7 %	72 %	3 %	3 %	9 %	2 %
<i>Medicago lupulina</i>	0 %	11 %	7 %	52 %	3 %	5 %	20 %	1 %

Legende: A = Hydrophyt; C = Chamaephyt; G = Geophyt; H = Hemikryptophyt; N = Nanophanerophyt; P = Phanerophyt; T = Therophyt; Z = holziger Chamaephyt  
 Farbliche Markierung in 10er Schritten (rot: > 50 %)

Bei Betrachtung der Verteilung der Lebensformen auf die Hemerobie-Cluster ergibt sich folgendes Bild (Tab. 82): Die Therophyten nehmen von dem am wenigsten hemeroben Cluster HC1 bis zum Cluster HC6 stetig ab und zeigen diesbezüglich eine geringere Dynamik aufgrund des Uferverbaus an. In hemeroben Hoch- und Steilufern sind Therophyten weniger deutlich ausgebildet, gewinnen im stark hemeroben Bereich allerdings wieder zunehmend an Bedeutung. Hemikryptophyten sind vor allem im hemeroben Bereich vorhanden, wobei sie hier insbesondere von der fehlenden Substratumlagerung profitieren.

Tabelle 82: Lebensformenspektrum der Hemerobie-Cluster

Cluster	HC1	HC2	HC3	HC4	HC5	HC6	HC7	HC8	HC9	HC10
Lebensform	oligohemerob					polyhemerob				
A	2 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
C	2 %	3 %	2 %	2 %	3 %	2 %	6 %	2 %	2 %	7 %
G	13 %	9 %	13 %	10 %	10 %	9 %	9 %	11 %	13 %	7 %
H	38 %	52 %	50 %	41 %	54 %	59 %	58 %	59 %	64 %	62 %
N	4 %	5 %	4 %	8 %	4 %	5 %	4 %	3 %	2 %	2 %
P	12 %	9 %	10 %	16 %	10 %	10 %	7 %	9 %	7 %	7 %
T	27 %	19 %	17 %	17 %	15 %	11 %	12 %	11 %	8 %	12 %
Z	3 %	3 %	4 %	5 %	4 %	4 %	4 %	5 %	4 %	2 %

Legende: A = Hydrophyt; C = Chamaephyt; G = Geophyt; H = Hemikryptophyt; N = Nanophanerophyt; P = Phanerophyt; T = Therophyt; Z = holziger Chamaephyt  
 Farbliche Markierung in 10er Schritten (rot: > 50 %)

Neben den Neophyten werden in der Geobotanik immer wieder **Therophyten** als Parameter für Hemerobie angeführt (BLUME & SUKOPP 1976, SCHMIDT 2012, HILL et al. 2002). SANDER (1996:30) beschreibt, dass Therophyten des Bidenton an der Elbe unbefestigte Ufer charakterisieren. KOWARIK (1988:210) analysierte die Berliner Flora hinsichtlich der Hemerobie und stellte, bezogen auf pflanzensoziologische Verbände, nur für bestimmte Verbände eine Korrelation zwischen Hemerobie und Therophyten fest und rät folglich von der pauschalen Anwendung von Therophyten als Hemerobie-Zeiger ab.

In der azonalen Ufervegetation anthropogen überprägter Ufer ist dieser Parameter als Hemerobie-Zeiger nicht geeignet. Viel deutlicher ist der Therophyten-Einfluss im Bereich der Bidentetea und somit im Bereich naturnaher Standorte. Sicherlich sind gerade diese überlebensnotwendigen Anpassungsformen im Bereich der Bidentetea dominant, wenn sie auch am Unteren Mittelrhein nicht pauschal unbefestigte Ufer anzeigen, da sie auch verbauten Ufern vorgelagert sein können wie z. B. in Bonn südlich der Nordbrücke (km 656,1-657,1-l). AMARELL & KLOTZ (2009) stellen fest, dass das Lebensformenspektrum in der Aue vor allem von hydrologischen Parametern abhängt, was sich allerdings auf deutlich naturnähere Bereiche bezieht.

Ergänzend zur vorliegenden Arbeit wurden im Rahmen einer Bachelorarbeit die **Diasporenpotenziale** im Bereich der Hemerobie-Cluster untersucht (WELLER 2013). Hierbei stellte sich eine erhebliche Abweichung zwischen dem Artbestand der Vegetationsaufnahmen und dem an gleichem Ort festgestellten Diasporenvorrat heraus, welche sich nur zu 32 % decken. Hingegen konnten 43,6 % der im Diasporenvorrat nachgewiesenen Arten im Rahmen der Vegetationsaufnahmen nicht nachgewiesen werden, was die Bedeutung der Untersuchung von Diasporen für die Einschätzung des Habitatentwicklungspotenzials unterstreicht. Ein Vergleich der Ufertypen in Bezug zur Hemerobie wurde auch anhand der prozentualen Anteile der Therophyten des Diasporenreservoirs geprüft. Erwartungsgemäß ist der Therophytenanteil im Diasporenvorrat verglichen mit dem der Vegetationsaufnahmen höher. Eine Charakterisierung der Uferhemerobie durch Therophyten konnte nach der Kultivierungsmethode durch den Diasporenvorrat allerdings ebenfalls nicht belegt werden.

Unabhängig von der Ursache sind Therophyten als pauschale Störungszeiger zu sehen, welche eine Prozessdynamik indizieren und folglich nur habitatspezifisch bzw. störungsspezifisch als Hemerobie-Zeiger einzustufen sind. So sieht auch SCHMIDT (2012:103) Therophyten im Bereich von Wäldern unabhängig vom Grad der Hemerobie. Folglich zeigen Therophyten Störungen aber nicht deren Ursächlichkeit an. Eine Vielzahl weiterer anthropogener Störungen wie z. B. Mahd, Grundwasserabsenkung oder Eutrophierung werden von Therophyten auch überhaupt nicht widerspiegelt (KOWARIK 1988:60).

Die idiotaxonomischen **Ergebnisse zusammenfassend** wird im Folgenden die grafische Interpretation der Ergebnisse durch eine Korrespondenzanalyse („Detrended Correspondence Analysis“ (= DCA)) verifiziert. Hierbei werden durch eine post-hoc-Korrelation die Umweltvariablen der Hemerobie-Kartierung in die Artendarstellung einer DCA eingefügt. Hinsichtlich der Übersichtlichkeit wurden hierbei in Abb. 39 von den 296 Arten mit mehr als 3 Nachweisen (siehe Kap. 4.4.2.4) nur einzelne Arten exemplarisch beschriftet und dargestellt.

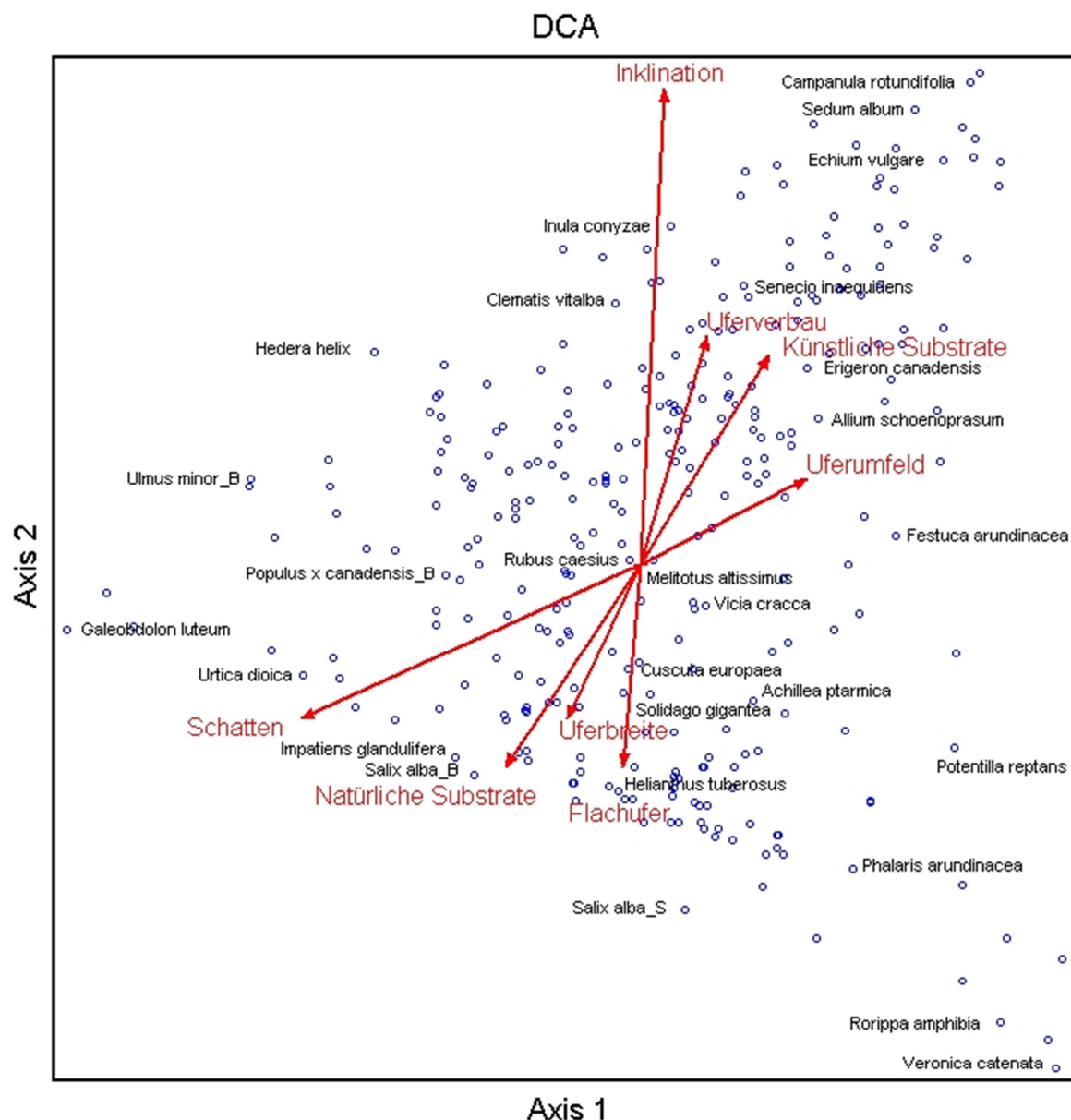


Abbildung 39: DCA mit einer Post-hoc-Korrelation der Hemerobie-Parameter; cutoff  $r^2$ -value=0,085

Wie bereits bei der DCA der modifizierten COCKTAIL-Klassifikation ausgeführt, zeigt die Darstellung der Arten die Bedeutung der 1. Achse für den Standortparameter „Licht“ und die 2. Achse für den Standortparameter „Feuchte“ auf. Die Uferform schlägt sich nur in den Extremen der Flachufer nieder.

Hinsichtlich der Korrelationen der Hemerobie-Werte mit der jeweiligen Achse sind nur geringe Werte vorzufinden; so dominiert bei der 1. Achse mit  $r^2=0,176$  der Faktor „Schatten-Licht“ und bei der 2. Achse mit  $r^2=0,245$  der Faktor „Inklination“, während mit nur  $r^2=0,033$  bei der 3. Achse die  $\alpha$ -Biodiversität der Aufnahme maximal zu Buche schlägt. Der „Standortfaktor Hemerobie“ ist folglich sehr komplex zusammengesetzt und lässt sich in einer DCA nur schwach abbilden. So ist auch die Darstellung der Hemerobie-Cluster in obiger DCA nur in den Extremen der wenig hemeroben Flach- und der hemeroben Steilufer deutlicher ersichtlich.

#### 4.5.2.11 Weitere potenzielle Parameter

Als aussagekräftigeres funktionelles Merkmal lässt sich die **Blattanatomie** spezifisch für anthropogen überprägte Ufer verwenden. Die Notwendigkeiten des Gas- und Wasserwechsels charakterisieren hierbei deutlich den Standort, wobei in Abb. 40 skleromorphe und blattsukkulente Arten, den hygro- und helomorphen Arten gegenübergestellt werden und mesomorphe Arten zu deutlicheren Darstellung nicht aufgeführt werden. Auch Abb. 40 verbindet zwecks übersichtlicher Darstellung die Ergebnisse pro Hemerobie-Cluster durch eine Trendlinie.

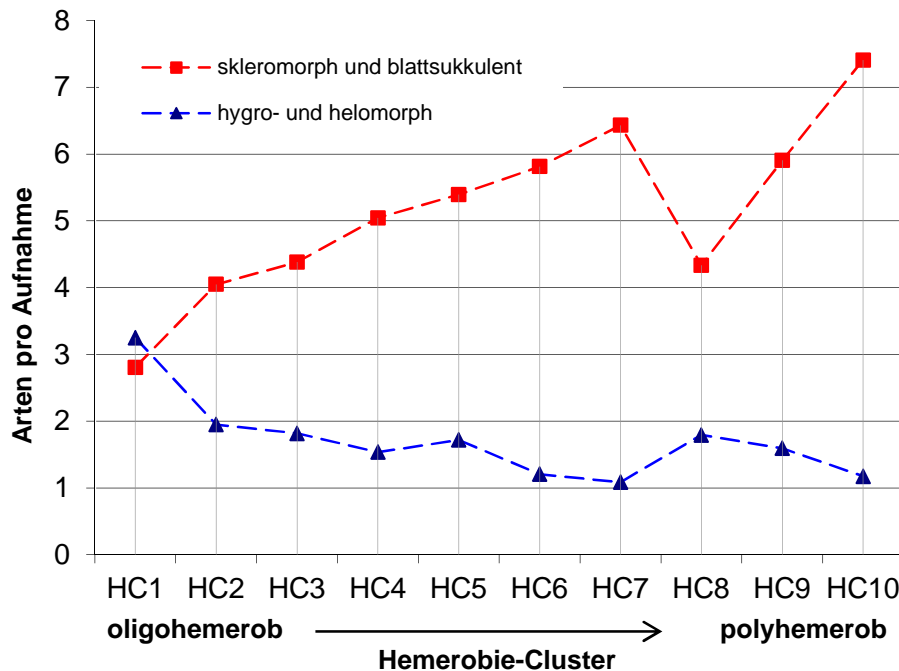


Abbildung 40: Blattanatomie von Arten bezogen auf die Hemerobie-Cluster

Abb. 40 unterstreicht die Bedeutung der amphibischen Lebensräume der wenig hemeroben Standorte. Ebenfalls wird die Uferform deutlich sichtbar, wenn in Cluster HC8 im Bereich von Stufenufern im Flachwasserbereich immer noch kleinflächige Lebensräume für hygro- und helomorphe Arten bereitgestellt werden.

Inwiefern an naturfremden Ufern mehr **Hybride** auftreten als an ahemeroberen, ist in Anbetracht des vorliegenden Datenmaterials schwer zu entscheiden. Es wurden 17 Hybriden nachgewiesen, bei denen auch die Eltern im Untersuchungsraum vorgefunden wurden. Hinsichtlich der Verteilung auf die Hemerobie-Cluster lassen sich keine relevanten Korrelationen feststellen. Eine stärkere Präferenz z. B. von *Salix x rubens* zu hemeroberen Clustern verglichen mit *Salix alba* und *Salix fragilis* als Elternarten ist nicht nachweisbar.

Sicherlich wäre aufgrund zunehmender Hemerobie ein größerer Anteil an Neophyten und eine darauf folgende Veränderung des Genpools durch hybridogene Introgression verständlich, wie z. B. LÖSCH et al. (2007) für das Artenpaar *Rorippa austriaca* und *Rorippa sylvestris* berichten. Auch HÖRANDL et al. (2002:147) weisen darauf hin, dass die Überwindung geographischer Isolation die Wahrscheinlichkeit des für eine Hybridisierung notwendigen nahen Verwandtschaftsgrades erhöht. Selbige Autoren stellen für die Gattung *Salix* fest, dass auch eine Hybridbildung auf pionierhaften Standorten wahrscheinlicher ist (HÖRANDL et al. 2002:148), welche zumeist auch mit anthropogenen Eingriffen und damit verbundener höherer Hemerobie verbunden sind. HOLLENRIEDER et al. (1999) weisen darauf hin, dass in Bereichen starker ökologischer Störungen *Salix*-Hybriden aufgrund der Beseitigung der Konkurrenzvegetation höhere Etablierungschancen haben. Diesbezüglich wäre auch die Feststellung von WISSKIRCHEN (1995:88) einzustufen, dass an Flussufern sich taxonomische Prob-

lemfälle deutlich häufen. Auch eine intraspezifische Hybridisierung unterschiedlicher Herkünfte wäre an Flussufern möglich, ist allerdings aufgrund fehlender morphologischer Merkmale im Gelände nicht erkennbar (BLEEKER et al. 2009).

Die Cluster der Ufertypen als weiterer Parameter der Hemerobie sind in so hohem Maße mit den **Uferformen** korreliert, so dass auf eine gesonderte Analyse der Uferformen an dieser Stelle verzichtet wird.

KLOTZ & BRIEMLE (2002) stellen in der Datenbank BIOLFLOR auch Kennwerte hinsichtlich der Bindung an urbane Strukturen als Indikatoren des anthropogenen Einflusses auf die Vegetation zusammen. Hinsichtlich der **Urbanität** der Arten sind in der Analyse der Hemerobie-Cluster nur sehr geringfügige Unterschiede der Cluster festzustellen, was diesen Kennwert zur Kennzeichnung der Hemerobie anthropogen überformter Ufer als nicht geeignet einstufen lässt. Urbane Überprägungen des Naturraumes sind ebenso wie Apophytisierungsprozesse bei lang bestehenden, anthropogenen Eingriffen hierbei gleichermaßen ersichtlich.

Hinsichtlich des Zusammenhanges zwischen Hemerobie und **Gefährdungsgrad** von Arten sei an diesem Punkt auf Kap. 5.1 verwiesen. KOWARIK (1988:59) hat den Verlust indigener Arten (**Artenfehlbetrag**) in dem Zusammenhang mit der aktualistischen Sicht der Hemerobie als Bewertungsansatz verworfen. Ebenfalls ist keine Tendenz bei der Verteilung der Arten hinsichtlich ihrer **Häufigkeit** (Meßtischblattfrequenz nach ELLENBERG et al. 2001) zwischen den Hemerobie-Clustern erkennbar.

Vollständigkeitshalber sei an dieser Stelle noch angeführt, dass **Eutrophierungszeiger** im terrestrischen Bereich als Hemerobie-Zeiger, wie sie z. B. von FILZEK (2008:68) definiert werden, am Unteren Mittelrhein nicht geeignet sind. Die natürliche Stickstoffmineralisation im Bereich der Ufer aber auch durch anthropogene Baumaßnahmen entstandene relativ nährstoffarme Standorte machen diesen potenziellen Indikatorwert unbrauchbar.

Abschließend sei noch auf den nicht erfassbaren Standortfaktor „**Zufall**“ hingewiesen. Von mehreren Autoren wurde bereits die Zufälligkeit von Erstbesiedlungen im Bereich dynamischer Standorte betont (z. B. VOSER-HUBER 1983:32, KRUMBIEGEL 2008:75). Das hiermit bedingte „Grundrauschen“ bei der Betrachtung anthropogen überprägter Flussufer ist in seiner Bedeutung schwer einzuschätzen und eine völlige Eliminierung stochastischer Ereignisse erscheint nicht möglich. Ebenfalls ist häufig die Kenntnis der früheren Bestandsgeschichte zum Verständnis der Zusammenhänge hinsichtlich der Hemerobie notwendig.

Letztendlich bleibt festzuhalten, dass Arten als Hemerobie-Zeiger an stark anthropogen gestörten Ufern regional aus deren Bindung an die jeweilige Standorthemerobie abzuleiten sind. Funktionale Merkmale oder weitere Parameter beinhalten zumeist Teilaspekte, welche bei pauschaler Anwendung allerdings keine aussagekräftigen Ergebnisse ergeben. Ähnlich wie bei den bereits diskutierten Stromtalzeigern ist nicht von eindeutigen Faktoren auszugehen, welche Hemerobie-Zeiger im Raum eindeutig charakterisieren. Lediglich die Blattanatomie weist in vorliegender Untersuchung eine habitatspezifische Zeigerfunktion auf.

## 5 Hemerobie und Naturschutz

Die naturschutzfachliche Wertschätzung der Biotope und Artausstattung der anthropogen überprägten Rheinufer schlägt sich in einer Vielzahl von gesetzlichen Vorgaben und Richtlinien nieder.

Mehrere zuvor besprochene Pflanzengesellschaften stellen Lebensräume entsprechend der **FFH-Richtlinie** (Richtlinie 92/43/EWG, Anhang 1) dar und werden als natürliche Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse eingestuft, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen, wie für:

- Code 3270: Schlammige Flussumfer mit Vegetation der Verbände *Chenopodium glauci* (p.p.) und *Bidens* (p.p.)
- Code 6430: Feuchte Hochstaudensäume der planaren bis alpinen Höhenstufe inkl. Waldsäume, folglich auch die Bestände der *Convolvulalia sepium*, wobei Neophytenbestände mit z. B. *Helianthus tuberosus*, *Impatiens glandulifera* sowie Reinbestände von *Urtica dioica* und *Aegopodium podagraria* nicht eingeschlossen sind. Als Pflege wird ausdrücklich die Entfernung von Gehölzen und ggf. gelegentliche Mahd in mehrjährigen Abständen empfohlen.
- Code 91E0: Erlen- und Eschenwälder und Weichholzlauenwälder an Fließgewässern inkl. Bestände des *Salicion albae* als prioritäre Lebensräume
- Code 3150: Natürliche eutrophe Seen und Altarme
- Code 91F0: Hartholzlauenwälder am Ufer großer Flüsse mit natürlicher Überflutungsdynamik
- Code 6510: Extensive Mähwiesen der planaren bis submontanen Stufe (*Arrhenatherion*, *Brachypodio-Centaureion nemoralis*)

Ausdrückliches Ziel ist es, die noch vorhandene gewässertypische Biodiversität zu sichern und obige Biotope durch ein kohärentes Netz von FFH-Gebieten dauerhaft zu schützen. Diesbezüglich wurden Schutzgebiete ausgewiesen, wobei im Untersuchungsraum die Bereiche der Ahrmündung (Schutzgebiet 5409-301) und der Siegmündung (Schutzgebiet 5208-301) inklusive der Ufer als solche ausgewiesen sind. Aber auch weite Bereiche des Mittelwasserbettes des Rheins inklusive kleinflächiger Uferbereiche (insbesondere Bereich des Urmitzer Werthes) sind im Bereich des Landes **Rheinland-Pfalz** ebenfalls als FFH-Gebiet Mittelrhein (Schutzgebiet 5510-301) ausgewiesen. Hierbei werden alle rheinland-pfälzischen Rheininseln, allerdings nur die südlichste Spitze der Insel Niederwerth und nicht das Nemedyer Werth, erfasst.

Im Bereich des Landes **Nordrhein-Westfalen** sind im Untersuchungsraum nördlich der Insel Nonnenwerth und im Bereich der Siegmündung auch Teile des FFH-Gebietes „Schutzgebiet 4405-301: Rhein-Fischschutzzonen zwischen Emmerich und Bad Honnef“ gelegen. Das Gebiet fasst schutzwürdige Abschnitte des Rheins zusammen, die sich durch Flach- und Ruhigwasserzonen insbesondere zwischen den Bühnenfeldern auszeichnen. Im Wesentlichen sind auch hier wieder überwiegend Bereiche zwischen dem Ufer und der Hauptfahrrinne einbezogen worden. Diese Flächen sind in ihrer Vernetzung großräumig zu erhalten und weiter zu entwickeln.

Die Bedeutung naturnaher Flussumfer wird zudem durch die **Wasserrahmenrichtlinie** (WRRL - 2000/60/EG; EUROPÄISCHE UNION 2000) untermauert, welche sich für die Bundeswasserstraßen die Aufgabe stellt, neben dem Aufrechterhalten der wesentlichen, bereits vorhandenen Bedeutungen wie Funktionen einer Wasserstraße, Wasserkraftnutzung und Hochwasserschutz, die ökologischen Aufgaben im Verständnis eines „guten ökologischen Potenziales“ gleichrangig zu realisieren. Insbesondere im engen Mittelrheintal führen die Anforderungen an die Schifffahrt und die naturschutzfachlichen Belange zu einem grundlegenden Zielkonflikt. Während ein intaktes Fließgewässerökosystem ein hohes Maß an dynamischen

Prozessen bedarf, verlangt die Binnenschifffahrt wie die meisten anderen Gewässernutzungen statische und berechenbare Verhältnisse. Für erheblich veränderte Gewässer (HMWB = „**heavy modified water bodies**“) wie z. B. der Untere Mittelrhein ist als zeitliche und qualitative Ausnahmevorschrift des Art. 4 WRRL zumindest das ‚gute ökologische Potenzial‘ maßgeblich, welches sich an den machbaren Möglichkeiten orientiert. Der ökologische Zustand wird derzeit für den Abschnitt des Bewirtschaftungsplans „Mittelrhein“ als unbefriedigend eingestuft (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT 2009).

Die **IKSR** (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins 2001) legt für die Gewässer der EU vergleichbare Qualitätsziele wie die europäische Wasserrahmenrichtlinie fest, erstellt eine Biotopverbundplanung und fordert die Erfassung und Bewertung ökomorphologischer Merkmale von Fließgewässern. Bis zum Jahr 2005 sollten an 400 km Uferlänge des Rheins und seiner Rheinarme die Strukturvielfalt erhöht werden, bis 2020 an 800 km Uferlänge. Das Ziel für 2005 ist nur eingeschränkt erreicht worden. Die Strukturvielfalt wurde an zirka 47 km Uferlänge erhöht - in der Maßnahmenbilanz ist der Mittelrhein gar nicht aufgeführt.

Mit einer „**Ökologischen Neuorientierung der Bundeswasserstraßenbewirtschaftung**“ (ALBERT & LANGER 2007) wird seitens des Umweltbundesamtes auf diese Anforderungen reagiert, wobei vor allem im Rahmen der Möglichkeiten eine räumliche Funktionstrennung der verschiedenen Nutzungsansprüche an den Bundeswasserstraßen anvisiert wird, was sich allerdings aufgrund der räumlichen Enge im Unteren Mittelrheintal als schwer umsetzbar erweist. Die ökologische Defizitanalyse wird überwiegend basierend auf der Ichtyofauna als Bioindikator für die lebensräumliche Bedeutung von Gewässerstrukturen ausgearbeitet, wobei vegetationskundliche Aspekte nur indirekt von Bedeutung sind.

Ebenfalls wird seitens der Bundesanstalt für Gewässerkunde in der „Handlungsanweisung für die Berücksichtigung von Naturschutz und Landschaftspflege bei der Unterhaltung von Bundeswasserstraßen (**HANATSCH**)“ die Bedeutung der Ufervegetation hervorgehoben (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE 1999).

Die Bedeutung naturnaher Fließgewässer und deren Auen ist sowohl in dem **Bundesnaturschutzgesetz** (§ 30 BNATSchG 2010) als auch der Roten Liste der **gefährdeten Biotoptypen** der Bundesrepublik Deutschland (RIECKEN et al. 2006) zu entnehmen. Letztere Quelle stuft naturnahe Fließgewässer und die Hartholzaue als ‚von vollständiger Vernichtung bedroht‘ (1), die Weichholzaue als ‚stark gefährdet‘ bis ‚von vollständiger Vernichtung bedroht‘ (1-2), Röhrichte als ‚stark gefährdet‘ bis ‚gefährdet‘ (2-3) und krautige Ufersäume von Fließgewässern wie auch Flutrasen als ‚gefährdet‘ (3) ein.

Zusammenfassend wird von vielen Seiten die Bedeutung wenig hemerober Uferbereiche im Unteren Mittelrheintal betont, wobei die besondere Bedeutung der Ufervegetation auch als Trittsteine im Rahmen des Biotopverbundes (§ 21 BNatSchG) hervorgehoben wird.

Im Folgenden wird die Beziehung zwischen der Hemerobie der Ufer und der Gefährdung von Arten diskutiert.

Auch wenn die vorliegende Arbeit die Analyse hemerober Aspekte der Ufervegetation zum Ziel hat, sei an dieser Stelle am Rande auf die **avifaunistische** Bedeutung des Unteren Mittelrheins bzw. seiner Ufer hingewiesen. So konnten vom Verfasser während der vegetationskundlichen Untersuchungen, die überwiegend außerhalb der Kartierzeiten von Brut- und Rastvögeln lagen, sowohl wertgebende Brutvögel wie Nachtigall (*Luscinia megarhynchos*), Pirol (*Oriolus oriolus*), Kleinspecht (*Picoides minor*), Schwarzmilan (*Milvus migrans*), Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*), Eisvogel (*Alcedo atthis*), Austernfischer (*Haematopus ostralegus*), Wanderfalke (*Falco peregrinus*), Flussuferläufer (*Actitis hypoleucos*), aber auch Rastvögel wie Gänsesäger (*Mergus merganser*), Schellente (*Bucephala clangula*), Grünschenkel (*Tringa nebularia*), Waldwasserläufer (*Tringa ochropus*), Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*), Weißwangengans (*Branta leucopsis*) und Kiebitz (*Vanellus vanellus*) beo-

bachtet werden. Dabei ist hinsichtlich der Avifauna eine viel deutlichere Korrelation zwischen ahemeroben Strukturen und Vorkommen seltener und gefährdeter Vogelarten aufgrund der notwendigen Störungsarmut festzustellen, wie sie z. B. auf den Rheininseln Urmitzer Werth und Weißenthurmer Werth, aber auch im Namedyer Werth vorgefunden werden kann. Auf die Bedeutung von Flussumfängen für die Ausbreitung weiterer faunistischer Artengruppen wie z. B. der Ausbreitung der Grille *Oecanthus pellucens* entlang der Rheinschiene seit den 90er Jahren sei an dieser Stelle ergänzend hingewiesen. Auch konnte die Bedeutung von Sekundärlebensräumen an den Ufern des Unteren Mittelrheins für seltenere indigene Arten wie z. B. der Heuschrecke *Oedipoda caerulea* in trockenen Lebensräumen der hemeroben Ufer beobachtet werden.

### 5.1 Hemerobie und Gefährdung

Hinsichtlich der naturschutzfachlichen Bewertung der hier diskutierten vegetationskundlichen Untersuchungsergebnisse stellt sich vorab die Frage, woran der gegenwärtige Zustand der Rheinufer gemessen wird (siehe Kap. 3.1) und welches bewertungstheoretische Leitbild in Anbetracht der starken anthropogenen Überprägung zu definieren ist. Geringe Hemerobie kann nicht pauschal als Ziel des Naturschutzes definiert werden, da in Abhängigkeit von der Entstehung des betreffenden Biotops gegebenenfalls ein gewisses Maß anthropogenen Eingriffs durchaus erwünscht ist (KOWARIK 1988:76). Im Falle der Ufervegetation kann hingegen, wie bereits bei der Definition der **Hemerobie** betrachtet, die hpnV im Sinne von TÜXEN (1956) zur Zielfestsetzung herangezogen werden.

Zu berücksichtigen hierbei ist, dass der Untere Mittelrhein ursprünglich durch einen Gebirgsflusscharakter mit wenigen Verzweigungen, felsigem Grund, starker Strömung und relativ geringem Aueanteil typisiert war. Im natürlichen Zustand wäre heute die gesamte untere Niederterrasse aufgrund sich stetig wechselnder Einflüsse des Rheins durch Erosion und Sedimentation geprägt. Ein solcher ‚Nullpunkt‘ existiert jedoch bereits seit vielen Jahrhunderten am Rhein nicht mehr. Noch bis Mitte des 19. Jahrhunderts war allerdings eine Vielzahl von autotypischen Standorten vorhanden, welche in dem folgenden Jahrhundert weitgehend durch Uferbaumaßnahmen zerstört wurden. HACHTEL et al. (1999) stellen exemplarisch im Bonner Raum fest, dass charakteristische Vegetationsformen und Pflanzengesellschaften der Stromtäler bis auf einige verbliebene Fragmente verschwunden sind. Die hier nun vorliegende Darstellung der Ufervegetation des Unteren Mittelrheins kann diesem kaum widersprechen. Eine umfangreiche Artenliste mit 743 Arten kann ohne einen kritischen Blick auf die Zusammensetzung und Abundanz der Vegetation nicht über die Tatsache hinwegtäuschen, dass bis auf wenige naturschutzfachliche Hotspots die typische Ufervegetation nur noch bruchstückhaft ausgebildet ist. Kaum vorstellbar ist die Situation der Rheinufer, in welcher sie WIRTGEN (1841) vorgefunden hatte, welcher *Gratiola officinalis* und *Senecio sarracenicus* „durch ganze (Land-)Striche einzeln“, *Corrigiola litoralis* „durch den ganzen Bezirk zerstreut“, bzw. *Eleocharis palustris* „durch den ganzen Bezirk häufig“ vorfand.

LOHMEYER (1982) betonte allerdings bereits, dass die anthropogen überprägten Uferbereiche teilweise auch heute noch als sehr artenreich bezeichnet werden können. Auch stark hemerobe Biotope wie z. B. Deiche und Buhnen können durchaus naturschutzfachlich bedeutende Vegetation aufweisen (siehe Kap. 2.2.3 und 2.2.2). Insofern ist prinzipiell die Frage zu stellen, welche Bedeutung der Hemerobie hinsichtlich der Einstufung der naturschutzfachlichen Wertigkeit beizumessen ist. KOWARIK (1999:13) sieht die Hemerobie hierbei als alleiniges Kriterium als wenig zielführend und präferiert eine Kombination mit weiteren Kriterien wie z. B. Seltenheit und Gefährdung. Kiesslich et al. (2003:133) drücken die Situation am Beispiel der Bidentetea wie folgt aus: „Auch die Vorliebe der Bidentetea-Gesellschaften für ein mildes Maß menschlicher Aktivitäten ist kaum zu quantifizieren und lässt sich für Naturschutzzwecke schwer nutzen.“



Als weitere Schwierigkeit der Gefährdungseinschätzung im Untersuchungsgebiet ist zu ergänzen, dass aufgrund des **Wechsels des Naturraumes** innerhalb des hier betrachteten Untersuchungsbereiches einige thermophile Arten ihre Arealgrenze erreichen, wobei insbesondere mit dem Übergang des Mittelrheintals in die Niederrheinische Bucht das Verbreitungsgebiet vieler Arten nach Norden endet. Der Untersuchungsraum beinhaltet somit die teilweise nordwestlichste Verbreitungsgrenze pontisch-mediterraner Florenelemente, deren Verbreitungsareal größtenteils identisch mit der klimatischen Weinbaugrenze ist (KREMER 2010a). Hierbei sind z. B. als submediterrane Arten *Melica ciliata*, *Lactuca perennis* und *Asplenium ceterach*, als pontische Art *Galatella linosyris* zu nennen, während gleichzeitig subatlantische Arten wie z. B. *Teucrium scorodonia* und *Orobancha hederea* in den Raum hineinreichen.

Die Auswertung der **Roten Liste** als Indikator des jeweiligen Gefährdungsgrades zur Einschätzung der naturschutzfachlichen Wertigkeit zeigt auch aufgrund der Lage des Untersuchungsgebietes über die Landesgrenzen und Naturraumgrenzen hinaus bedeutende Schwierigkeiten. Während die nordrhein-westfälische Rote Liste aktualisiert (Stand: 2011) und regionalisiert für die Region „Niederrheinische Bucht“ konkrete Angaben enthält, ist die Rote Liste des Landes Rheinland-Pfalz auf das ganze Bundesland bezogen und mit der 3. Fassung von 1985 (KORNECK et al. 1988) auf einem relativ alten Bearbeitungsstand. Aufgrund dieser Tatsache sind in Tab. 83 alle Arten dargestellt, welche in dem jeweils betreffenden Bundesland bzw. der bundesdeutschen Liste einen Schutzstatus aufweisen. Gefährdete Arten, welche wahrscheinlich auf Ansaubungen oder Ansaaten zurückgehen, wurden hierbei nicht berücksichtigt.

Tabelle 83: Arten der Roten Liste im Untersuchungsraum

Art	BRD	NRW	NRBU	RP	BArtSchV	Anmerkung
<i>Acinos arvensis</i>	x	3	3	x		in beiden Bundesländern
<i>Allium oleraceum</i>	x	3	3	x		in beiden Bundesländern
<i>Allium schoenoprasum</i>	x	x	x	3		in beiden Bundesländern
<i>Allium scorodoprasum</i>	x	3	3	x		in beiden Bundesländern
<i>Allium sphaerocephalon</i>	3	0	0	3		nur Rheinland-Pfalz
<i>Althaea officinalis</i>	3	-	-	2	§	in beiden Bundesländern
<i>Anthemis tinctoria</i>	x	3	G	x		in beiden Bundesländern
<i>Aristolochia clematidis</i>	x	3	3	x		in beiden Bundesländern
<i>Asplenium ceterach</i>	3-	3	3	x	§	nur Rheinland-Pfalz
<i>Bidens radiatus</i>	x	x	3	3		nur Rheinland-Pfalz
<i>Butomus umbellatus</i>	x	3	x	x		in beiden Bundesländern
<i>Campanula rotundifolia</i>	x	x	3	x		in beiden Bundesländern
<i>Dianthus armeria</i>	x	3	2	x	§	nur Rheinland-Pfalz
<i>Dipsacus laciniatus</i>	x	n	n	3		nur Rheinland-Pfalz
<i>Eleocharis acicularis</i>	3	3	3	3		nur Rheinland-Pfalz
<i>Elymus campestris</i>	x	3	3	4		nur Rheinland-Pfalz
<i>Epipactis helleborine</i>	x	x	x	x	§	in beiden Bundesländern
<i>Equisetum ramosissimum</i>	3	2	2	2		nur Nordrhein-Westfalen
<i>Euphorbia palustris</i>	3	2	2	3	§	nur Nordrhein-Westfalen
<i>Euphorbia seguieriana</i>	3	2	1	3		in beiden Bundesländern
<i>Falcaria vulgaris</i>	x	3	x	x		nur Nordrhein-Westfalen
<i>Galanthus nivalis</i>	3	x	x	n		neophytisch?
<i>Galium spurium</i> ssp. <i>infestum</i>	x	3	0	2		nur Rheinland-Pfalz
<i>Geranium pratense</i>	x	x	3	x		in beiden Bundesländern
<i>Gratiola officinalis</i>	2	1	1	1	§	nur Nordrhein-Westfalen
<i>Helleborus foetidus</i>	x	R	R	x	§	nur Rheinland-Pfalz

Tabelle 83: Arten der Roten Liste im Untersuchungsraum (Fortsetzung)

Art	BRD	NRW	NRBU	RP	BArtSchV	Anmerkung
<i>Hieracium caespitosum</i>	3	x	x	2		nur Rheinland-Pfalz
<i>Hippuris vulgaris</i>	3	2	0	x		nur Rheinland-Pfalz
<i>Hyoscyamus niger</i>	x	2	3	3		nur Rheinland-Pfalz
<i>Inula britannica</i>	x	x	x	3		in beiden Bundesländern
<i>Inula salicina</i>	x	3	0	3		nur Rheinland-Pfalz
<i>Iris pseudacorus</i>	x	x	x	x	§	in beiden Bundesländern
<i>Lactuca virosa</i>	x	3	3	x		in beiden Bundesländern
<i>Leucanthemum vulgare</i>	x	V	x	x		in beiden Bundesländern
<i>Lotus corniculatus</i>	x	V	x	x		in beiden Bundesländern
<i>Malva neglecta</i>	x	3	x	x		in beiden Bundesländern
<i>Mentha pulegium</i>	2	2	1	2		nur Rheinland-Pfalz
<i>Nepeta cataria</i>	3	2	2	3		nur Rheinland-Pfalz
<i>Orobanche hederæ</i>	3	3	3	3		nur Rheinland-Pfalz
<i>Parietaria officinalis</i>	x	3	1	n		in beiden Bundesländern
<i>Populus nigra</i>	3	2	2	3		in beiden Bundesländern
<i>Puccinellia distans</i>	x	x	x	2		nur Rheinland-Pfalz
<i>Pulicaria vulgaris</i>	3	3	3	2		in beiden Bundesländern
<i>Rumex scutatus</i>	x	3	3	x		in beiden Bundesländern
<i>Salvia pratensis</i>	x	3S	3	x		in beiden Bundesländern
<i>Scrophularia auriculata</i>	3	x	x	2		nur Rheinland-Pfalz
<i>Silaum silaus</i>	x	3	3S	x		in beiden Bundesländern
<i>Silene baccifera</i>	x	3	3	3		in beiden Bundesländern
<i>Sorbus torminalis</i>	x	3S	R	x		nur Nordrhein-Westfalen
<i>Stachys recta</i>	x	3	2	x		in beiden Bundesländern
<i>Thalictrum flavum</i>	x	3	3	x		in beiden Bundesländern
<i>Thalictrum minus</i>	x	2	2	x		in beiden Bundesländern
<i>Ulmus glabra</i>	x	3	2	x		in beiden Bundesländern
<i>Ulmus laevis</i>	x	2	2	x		in beiden Bundesländern
<i>Ulmus minor</i>	3	3	2	2		in beiden Bundesländern
<i>Verbascum blattaria</i>	3	n	n	2		nur Rheinland-Pfalz
<i>Verbascum pulverulentum</i>	2	3	3	2		nur Rheinland-Pfalz
<i>Veronica maritima</i>	3	2	1	2	§	in beiden Bundesländern
<i>Veronica teucrium</i>	x	3S	2	x		nur Nordrhein-Westfalen

Legende:

-: nicht aufgeführt, x: ungefährdet, 1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet

Zudem:

Rote Liste Bundesrepublik Deutschland (BRD); LUDWIG &amp; SCHNITTLER (1986)

- 3-: gefährdet, zudem regional schwächer gefährdet

Rote Liste Nordrhein-Westfalen (NRW) 4. Fassung (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ 2011)

- NRBU: Region Niederrheinische Bucht
- V: Vorwarnliste; R: durch extreme Seltenheit (potenziell) gefährdet; G: Gefährdung unbekannten Ausmaßes; Ergänzung „S“: dank Schutzmaßnahmen gleich, geringer oder nicht mehr gefährdet; n: neophytisch

Rote Liste des Landes Rheinland-Pfalz (RP); 3.Fassung (KORNECK et al. 1988)

- 4: potenziell gefährdet

BArtSchV: §: nach Bundesartenschutzverordnung geschützt (BArtSchV - 19. Dezember 1986 (BGBl. I S. 2705) zuletzt geändert durch: Art. 10 G vom 21. Januar 2013 (BGBl. I S. 95, 99 f.)

Hinsichtlich der **Roten Liste des Landes Rheinland-Pfalz** sind mehrere Gefährdungseinstufungen aus aktueller Sicht hinsichtlich der Ufervegetation des Unteren Mittelrheintals schwer nachvollziehbar:

- aktuell ist die Gefährdung von *Inula britannica* und *Allium schoenoprasum* für den Unteren Mittelrhein im rheinland-pfälzischen Bereich nicht erkennbar. Zudem zeigen diese Arten mit überwiegenden Vorkommen auf Pflasterböschungen meist anthropogen stark überprägte Bereiche an - es ist sogar eine Begünstigung der Artabundanz durch Maßnahmen des Wasserbaus naheliegend. Folgerichtig sind die Arten mit einem apophytischen Verhalten in der Roten Liste NRW als ungeschützt eingestuft.
- auch die starke Gefährdung von *Puccinellia distans* und *Hieracium caespitosum* mit tendenziell deutlicher Arealausbreitung ist aktuell nicht mehr aufrecht zu erhalten und auf den alten Bearbeitungsstand der Roten Liste zurückzuführen.
- *Hippuris vulgaris* ist am Oberrhein nicht selten, aber am Mittelrhein kaum noch zu finden und in der Niederrheinischen Bucht bereits ausgestorben. Die Rote Liste Rheinland-Pfalz sieht diese Art (als einziges Bundesland) hingegen landesweit aus ungefährdet an.
- Ebenso muss *Butomus umbellatus* als am Mittelrhein selten eingestuft werden. Auch hier gibt die Rote Liste Rheinland-Pfalz aufgrund der Vorkommen am Oberrhein keinen Gefährdungsgrad wieder. In der Roten-Liste Nordrhein-Westfalens ist diese Art auch regionalisiert aufgrund der Vorkommen am Niederrhein ungeschützt.

Hinsichtlich der **Roten Liste des Landes Nordrhein-Westfalen** kann auf die Region „Niederrheinische Bucht“ zurückgegriffen werden, welche wiederum bis südlich von Düsseldorf die Artverbreitungen bewertet und hier Rheinbereiche berücksichtigt, die sich auch morphologisch deutlich unterscheiden (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 2003a).

Abundanzunterschiede hinsichtlich z. B. *Aristolochia clematitis* und *Thalictrum flavum*, welche beide in Rheinland-Pfalz ungeschützt und in Nordrhein-Westfalen als gefährdet betrachtet werden, sind im Bereich des hier bearbeiteten Untersuchungsraumes nicht erkennbar. Ebenso verschieden ist die Einstufung von *Parietaria officinalis*, welche als submediterrane Art in Rheinland-Pfalz als neophytisch und in der Niederrheinischen Bucht als vom Aussterben bedroht eingestuft wird.

*Rumex maritimus* und *Rumex palustris* als Zeiger für den besonders gefährdeten amphibischen Bereich der Rheinufer sind in beiden Bundesländer hingegen nicht geschützt. *Pulicaria dysenterica* scheint im Bereich des Mittelrheintals verglichen mit Ober- und Niederrhein selten zu sein, was jedoch ebenfalls keine der beide Roten Listen ausdrückt. Hingegen ist *Ulmus minor* sowohl in der regionalisierten Liste von Nordrhein-Westfalen als auch in Rheinland-Pfalz stark gefährdet und zeigt am Unteren Mittelrhein trotz des Ulmensterbens noch vielfache Vorkommen zumeist als Wurzelbrut auf. Auch GLÄSER & VOLK (2009) stellen im Leipziger Auenwald das immer noch häufige Vorkommen von *Ulmus minor*, allerdings fast nur in der Strauchschicht, fest. Folglich sind sowohl die Fundstellen dieser Art ebenfalls zur Ableitung von flussufertypischen Hotspots kaum geeignet.

Oben aufgezeigte Beispiele zeigen die Problematik der Auswertung von Roten Listen hinsichtlich einer Ableitung von flusstypischen Hotspots für den hier betrachteten Untersuchungsraum auf. Im Zuge der Kartierarbeiten wurde eine Detailkartierung ausgewählter Arten (Kap. 3.2.3) durchgeführt, welche die seltenen und stenöken Arten auch außerhalb der Vegetationsaufnahmen umfasst. Hierbei wurden bezogen auf die 100 m Abschnitte der Rheinkilometrierung an 318 Fundstellen (ohne Berücksichtigung der Vielzahl von Funden von *Ulmus* div.) in Rheinland-Pfalz gefährdete Arten erfasst, wobei sich alleine 160 Fundstellen auf *Inula britannica* und 76 Fundstellen auf *Allium schoenoprasum* beziehen. Es bleibt zusammenfassend festzustellen, dass eine rein statistische Auswertung der Roten Listen nur eine sehr eingeschränkte Aussagekraft hat, um Hotspots hinsichtlich der Ufervegetation für vorliegende Fragestellung heraus zu präparieren.

Überlagert wird die beschriebene Problematik von oben angesprochener Naturraumgrenze hinsichtlich des Überganges des Rheinischen Schiefergebirges in die Niederrheinische Bucht. Eine Vielzahl thermophiler Arten, welche auch in den anthropogen überformten Rheinufern vorzufinden sind, erreichen hier ihre nördliche Arealgrenze wie z. B. *Galatella linosyris*, *Allium sphaerocephalon*, *Lactuca perennis* oder *Seseli libanotis*. Auch Stromtalararten wie z. B. *Silaum silaus* werden innerhalb des Untersuchungsraumes nach Norden deutlich seltener.

Die Überlagerung des Untersuchungsraumes mit einer Naturraumgrenze, aber vor allem die Überprägung der Gefährdungseinschätzung im Bundesland Rheinland-Pfalz mittels einer nicht aktuellen und nicht regionalisierten Roten Liste und ebenso auch teilweise die Überprägung der nordrhein-westfälischen Bestände der regionalisierten Roten Liste im Naturraum „Niederrheinische Bucht“ durch die Bestände des südlichen Niederrheins lassen eine Auswertung der Roten Listen zur Bestimmung von Hotspots im Bereich stark anthropogen überprägter Ufer des Unteren Mittelrheins kaum zu. Zudem stellen einige wertvolle Sekundärstandorte wie sonnige Pflasterböschungen, Schlackenböschungen, Deiche, Dämme etc. floristische Hotspots dar, welche für einige Apophyten wie z. B. *Seseli libanotis*, *Euphorbia seguieriana* und *Galatella linosyris* einen Lebensraum bieten, ohne konkrete Aussagen über flussufertypische Strukturen und Wertigkeiten zu machen.

## 5.2 Hemerobie und Hotspots

Uferzonen stellen Hotspots der Biodiversität dar (NAIMAN et al. 1993). Ziel vorliegender Arbeit ist nicht die Erstellung einer naturraumspezifischen Gefährdungsliste, vielmehr stellt sich die Frage, inwiefern Hotspots in Anbetracht der hemeroben Überprägung der Flussufer zu definieren und vorzufinden sind. In dem Zusammenhang ist die Frage von Bedeutung, „welche“ Natur schützenswert ist, da dies immer eine anthropogene Wertgebung voraussetzt. Insofern zeigen die öffentlich und wissenschaftlich geführte Diskussion hinsichtlich der Neophytenproblematik und der Hemerobie deutliche Parallelen auf, da beide Bereiche im Bezug zum Naturschutz die Frage offen lassen, wie viel anthropogene Änderungen zugelassen werden können, wie diese zu bewerten sind und letztendlich, was als zeitliches oder räumliches Ziel des Naturschutzes zu definieren ist.

Hotspots als Bereiche hoher naturschutzfachlicher Wertigkeit werden im Bereich anthropogen überprägter Fließgewässer im Folgenden als Bereiche hoher flussspezifischer Dynamik und des damit implizierten Prozessschutzes gesehen. Sie dienen folglich als orientierende Referenzabschnitte zur **Rekonstruktion der hpnV**, welche mögliche Sanierungsziele anzeigen und die Kalibrierung einer Hemerobie-Skala ermöglichen. Zudem kann von Hotspots als Strahlursprüngen aufgrund der hydrochoren Verbreitungsmechanismen vieler Arten eine Strahlwirkung angenommen werden (WURZEL et al. 2008). Hierbei ist deren räumliche Lage hinsichtlich der betreffenden Strahlwege, insbesondere in Zusammenhang mit gegebenenfalls notwendigen Trittsteinen als kleinere, strukturreiche Gewässerabschnitte, von Interesse. Folglich wird anvisiert eine regionalisierte und habitatspezifische Liste von wertgebenden Arten unter Berücksichtigung der Hemerobie der Standorte zusammen zu stellen, um flusstypische Hotspots abzuleiten und die naturschutzfachliche Bedeutung stark anthropogen überprägter Ufer einzuschätzen. Dabei wurde im Kap. 5.1 aufgezeigt, dass die vorliegenden Roten Listen gefährdeter Arten diesbezüglich nur schwer auswertbar sind.

FILZEK (2008:72) korreliert an der Ems diesbezüglich morphologische Strukturen als Parameter einer Gewässerdynamik mit der jeweiligen Vegetation und arbeitet so „Kennarten“ heraus. Allerdings zeigt sich auch hier wieder, dass diese Ergebnisse nicht einfach auf die differierenden Uferstrukturen am Unteren Mittelrhein übertragen werden können. So sieht FILZEK (2008:73) beispielsweise *Rubus caesius* als Zeiger für eine Stufigkeit der Ufer, während diese am Unteren Mittelrhein ubiquitäre Art keine Präferenz für die Uferform zeigt. Die mittlere

Steilheit der Ufer liegt bei dem Gesamtdatensatz bei 16,8°, wobei dieser Wert für die *Rubus caesius*-Vorkommen 16,0° beträgt.

In Anlehnung an Kap. 4.5.2.1 würden flussufertypische Hotspots hinsichtlich der Hemerobie einen deutlichen Anteil hygrophiler und amphibischer Arten beinhalten und auf eine Reihe von gefährdeten Arten verzichten, welche in anthropogen überprägten Uferbereichen als Apophyten Sekundärbiotope besiedeln. Die Vorkommen autotypischer Pflanzenarten wären als Indikatoren für die verbliebene Dynamik von Erosion, Akkumulation und Überschwemmung am Unteren Mittelrhein einzustufen.

WISSKIRCHEN (1995:330) betont diesbezüglich die Natürlichkeit der Chenopodion-Gesellschaften der Flusssufer und hebt hervor, dass die Wertigkeit nicht auf Arten, sondern auf die Bedeutung dieser Gesellschaften als Bestandteil natürlicher Auen bezogen werden sollte. Insofern kann konsequenter Schutz der bedrohten Pflanzengesellschaft der Ufer des Unteren Mittelrheins nur konsequenten Auenschutz bedeuten und nicht differenzierter Schutz einzelner gefährdeter Arten. Der Autor führt exemplarisch die Ahrmündung an, wo trotz der Hochwertigkeit des Raumes seltene Arten fast keine Rolle spielen. Ähnliches beschreibt KAULE (1991) aus dem Itztal und betont ebenfalls die Priorität des Auenschutzes gegenüber dem Artenschutz. Folglich ist insbesondere im Bereich der Flusssufer der Biotop- und Prozessschutz gegenüber dem Artenschutz aus vegetationskundlicher Sicht zu präferieren und für die Ableitung von Hotspots heranzuziehen. Zudem wird diesbezüglich in Anlehnung an die „Vegetationskundliche Leitbilder“ der Rheinufer in Nordrhein-Westfalen (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN 2003b:11) eine aktualistische Sicht präferiert und z. B. Bühnenfelder in die Zielvorstellungen integriert, welche dem ausschließlichen morphologischen Leitbild nicht entsprechen würden.

Dabei muss die Auswahl wertgebender und naturraumtypischer Arten sowie deren Wert im Beziehungsgefüge individuell und regional erfolgen. Einzelne Parameter wie z. B. die Hygrophilie der einzelnen Arten sind allein nicht ausreichend, wie bereits SANDER (1996:30) feststellte, wenn z. B. das konkurrenzstarke *Phalaris arundinacea* sich auch am Fuß von stark verbauten Ufer durchsetzt, wo z. B. Arten der Klasse Isoëto-Nanojuncetea ausbleiben. Diesbezüglich wurden Zeigerarten im Kap. 4.5.2.1 in Tab. 66 (Seite 207) für wenig hemerobe Strukturen zusammengestellt, auf die an dieser Stelle zurückgegriffen werden soll. Wie bereits ausgeführt, wurden aus den bei dieser Auflistung zugrundeliegenden statistischen Analysen lediglich Vorkommen mit mindestens 10 Standorten im Rahmen der Vegetationsaufnahmen ausgewertet. Seltene Arten, insbesondere aus dem Bereich der Bidentetea, und weitere Arten amphibischer Standorte wären an dieser Stelle als Zeiger für wenig hemerobe Strukturen zu ergänzen, wobei insbesondere Therophyten auf amphibischen Standorten als Zeiger für eine gesunde Auendynamik eine größere Rolle spielen:

- |                                   |  |
|-----------------------------------|--|
| – <i>Alisma lanceolatum</i>       | – <i>Hippuris vulgaris</i>                               |
| – <i>Alisma plantago-aquatica</i> | – <i>Limosella aquatica</i>                              |
| – <i>Bidens cernuus</i>           | – <i>Mentha pulegium</i>                                 |
| – <i>Bidens radiatus</i>          | – <i>Oenanthe aquatica</i>                               |
| – <i>Butomus umbellatus</i>       | – <i>Persicaria lapathifolia</i> ssp. <i>brittingeri</i> |
| – <i>Chenopodium glaucum</i>      | – <i>Plantago uliginosa</i>                              |
| – <i>Eleocharis acicularis</i>    | – <i>Populus nigra</i>                                   |
| – <i>Eleocharis palustris</i>     | – <i>Pulicaria vulgaris</i>                              |
| – <i>Eleocharis vulgaris</i>      | – <i>Rumex maritimus</i>                                 |
| – <i>Equisetum x moorei</i>       | – <i>Rumex palustris</i>                                 |
| – <i>Equisetum ramosissimum</i>   | – <i>Silene baccifera</i>                                |
| – <i>Erysimum virgatum</i>        | – <i>Sisymbrium strictissimum</i>                        |
| – <i>Euphorbia palustris</i>      | – <i>Veronica maritima</i>                               |
| – <i>Gratiola officinalis</i>     |  |

Die qualitative Summe aller wertgebenden Arten aus den angefertigten Vegetationsaufnahmen und der artspezifischen Detailkartierung in dem betreffenden Untersuchungsabschnitt wurde berechnet, sowie daraufhin eine Plausibilitätskontrolle vor Ort durchgeführt. Die maximale Zahl von wertgebenden Arten pro Abschnitt kann folglich hierbei 52 betragen. Zur besseren Übersichtlichkeit sind die Ergebnisse in 500 m-Abschnitte aggregiert und in Abb. 41 visualisiert worden.

Hinsichtlich der Hemerobie ergeben sich basierend auf dem hier umgesetzten Bewertungsverfahren folgende **flussufertypische Hotspots** im Bereich des Unteren Mittelrheins, wobei sich deutlich die Rheininseln, Bühnenstrukturen als flussufertypische Sekundärbiotope, unverbaute Gleitufer und fragmentarische Reste von Auenwäldern in Bereichen ohne Uferverbau durch Wasserbaumaßnahmen herauskristallisieren:

1. Bühnenfelder nördlich des Hammersteiner Werthes (29 Pkte.; km 618,0-618,5-r): Durch Verlandungen von Bühnenfeldern sind in diesem Bereich vorgelagerte Weidensäume entstanden, welche altarmähnliche Strukturen zum Ufer abgrenzen und sich vor allem bei Niedrigwasser als äußerst hochwertig darstellen.
2. Weißenthurmer Werth (21 Pkte.; km 606,5-607,5-WWr): Die verlandeten Bühnenfelder an der nordöstlichen Flanke dieser Insel stellen insbesondere bei sommerlichem Niedrigwasser hochwertigste Strukturen dar und geben einen Eindruck davon, wie Uferstrukturen vor dem Eingreifen des Menschen am Rhein ausgesehen haben könnten.
3. Niederwerth (19 Pkte./17 Pkte.; km 594,2-594,5-NiWI; 596,5-NiWr): Hier zeigen insbesondere die oligohemeroben Strukturen im Bereich der südlichen Inselspitze sehr wertvolle Pflanzengesellschaften mit u. a. Ansätzen von Dünenbildung auf. Auch im rheinseitigen nördlichen Bereich der Insel werden wertvolle Strukturen vorgefunden.
4. Bonn-Beuel (18 Pkte.; km 653,0-r): Die Beueler Ufer zeigen sich im Bereich eines Gleitufers als sehr artenreich und wertgebend, wobei die thermophilen Magerrasenelemente der landseitig angrenzenden Ufervegetation im vorliegenden Bewertungsverfahren nicht berücksichtigt werden und die naturschutzfachliche Wertigkeit zusätzlich unterstreichen.
5. Namedyer Werth (17 Pkte.; km 614,8-615,5-l): Mit dem Namedyer Werth wird ein erstes Naturschutzgebiet erfasst. Das Namedyer Werth stellt die einzige im Untersuchungsraum vorhandene Altarmstruktur dar und weist hochwertige Reste einer Weichholzaue auf. Zudem zeigt das Namedyer Werth das enorme Regenerationspotenzial der Weichholzaue auf, da bis 1932 das Werth noch eine stark hemerob geprägte, pappelgesäumte Freifläche darstellte.
6. Bühnenfeld bei Rhöndorf (17 Pkte.; km-642,0-644,0-r): Wiederum ist es ein Bühnenfeld, welches in weniger verlandetem Zustand autotypische Strukturen und wertgebende Arten aufweist.
7. Pappel-Weichholzaue bei Urbar (16 Pkte.; km 594,0-594,5-r): Gelegentlich sind in Flachuferbereichen fragmentarische Reste der niederen Weichholzaue vorzufinden, welche wie bei Vallendar kleinflächige, wertvolle Bestände bilden.
8. Hammersteiner Werth (15 Pkte.; km 616,8-618,2-HWI): Die stromabgewandten Seiten der Rheininseln weisen zumeist unbefestigte Ufer auf, welche bei Niedrigwasser hochwertige Übergänge von Bidentetea-Gesellschaften zu angrenzenden Phragmitetea-Gesellschaften aufzeigen. Die hochwertigen Strukturen des 1. Bereiches dieser Auflistung grenzen hier unmittelbar nördlich am rechtsrheinischen Ufer an.
9. Abbruchkanten nördlich Rheinbrohl (15 Pkte.; 621,5-r): Nördlich des Hafengeländes von Rheinbrohl sind auffällig viele Uferstrukturen in einem unbefestigten Abschnitt des geradlinigen Rheinstromes vorzufinden. Erosionserscheinungen bilden Abbruchkanten und Flachuferbereiche von überraschender Wertigkeit.
10. Ahrmündung (15 Pkte.; km 628,0-629,5-l): Die Ahrmündung betreffend wurde ebenfalls nur das unmittelbare Rheinufer betrachtet, da dieses Naturschutzgebiet in Gänze von höchster Wertigkeit einzustufen wäre. Das auch als FFH-Gebiet festgesetzte

Mündungsgebiet der Ahr ist am Rhein einzigartig, da es noch in hohem Maße den natürlichen dynamischen Prozessen einer Flussmündung unterliegt und als einzige Flussmündung, von allen 42 Mündungen in den Rhein auf deutschem Gebiet, von wasserbaulichen Maßnahmen relativ unbeeinflusst ist.

11. Urmitzer Werth/Buhnenfeld nördlich Urmitzer Werth (14 Pkte.; km 602,5-UW: 604,8-r): Das Naturschutzgebiet Urmitzer Werth stellt sich neben seiner avifaunistischen Bedeutung auch vegetationskundlich als bedeutend heraus. Das Gebiet umfasst die Rheininsel Urmitzer Werth gegenüber der Ortschaft Urmitz und den nördlichen Rheinuferstreifen.
12. Weichholzaue am Hafen Koblenz (13 Pkte.; km 595,6-596,5-l): Ein größeres Buhnenfeld geht unmittelbar an den Hafen angrenzend in eine fragmentarische Weichholzaue über und weist zudem naturnahe Hochstaudenfluren auf.
13. Uferbänke vor Hafendamm Oberwinter (13 Pkte.; km 638,5-639,0-l): Reste einer ehemaligen Insel bilden eine artenreiche und naturnahe Vorlandung vor dem nördlichen Hafendamm von Oberwinter.
14. „Kahles Loch“ bei Kaltenengers (12 Pkte.; km 600,5-601,5-l): Der Bereich zeigt das Endstadium einer Buhnenverlandung an und weist hochwertige, teilweise unbefestigte Sandufer zum Rhein auf.

Weiterhin zeigt die Nettemündung (11 Pkte.; km 608,7-l) das Potenzial der Mündungsgebiete auf; das Buhnenfeld bei Königswinter (11 Pkte.; km 647,5-r), die Südspitze der Insel Nonnenwerth (11 Pkte.; km 640,5-640,9-NoW) und der Pappelwald südlich der Insel Grafenwerth (11 Pkte.; km 640,5-r) erweisen sich ebenfalls als überdurchschnittlich hochwertig. Auch für die Insel Graswerth, welche bei vorliegenden Erhebungen nicht untersucht wurde, ist eine solche Bedeutung anzunehmen. Ausläufer des ganz im Norden des Untersuchungsgebietes gelegenen Naturschutzgebiets der Siegmündung konnten hingegen nicht eine höhere Dichte wertgebender Parameter aufzeigen.

Bei Betrachtung der Hemerobie-Cluster fällt naturgemäß der Schwerpunkt der flussufertypischen Hotspots im Bereich der Hemerobie-Cluster HC1 und HC2 auf, was in Anbetracht der wenig hemeroben Strukturen und der Ableitung der Zeigerwerte aus der Habitatpräferenz hinsichtlich der Hemerobie naheliegend ist. Allerdings handelt es sich bei dem Verfahren nicht um einen Zirkelschluss, so dass diesbezüglich auch wenig hemerobe Cluster vorzufinden sind, welche nur wenige der hier angeführten Zeigerarten beinhalten.

Cluster geringer Hemerobie wie z. B. die Pappel-Weichholzaue bei Leutesdorf (km 616,5-r: Cluster HC1 mit 9 Pkte.) und die Pappel-Weichholzaue südlich der Autobahnbrücke des NSG Graswerth (km 598,0-r: Cluster HC1 mit 8 Pkte.) weisen infolge einer geringen Strukturvielfalt bzw. steilerer Uferformen eine nur mittlere Wertigkeit auf. Geringfügige morphologische Ausprägungen sind hierbei ausschlaggebend, wenn z. B. die Pappel-Weichholzaue bei Urbar (s.o. Nr. 7) niedriger gelegen ist und bei ähnlicher Struktur wie oben aufgezeigte defizitäre Bereiche bereits 16 wertgebende Arten aufzeigt.

Die hier überwiegend abiotisch modellierten Parameter der wenig hemeroben Cluster sind für die flussufertypischen Hotspots Voraussetzung, allerdings auch nicht ausschließlich für die biotische Bedeutung ausschlaggebend, so dass auch Hotspots im Cluster HC3 vorgefunden werden wie z. B. Hotspot Nr. 4 bei km 653,0-r, welcher mit 18 Wertpunkten sich hervorhebt. Insgesamt betragen die hier als Hotspots definierten Flächen (> 11 Pkte.) ca. 8 % der in vorliegender Arbeit betrachteten Untersuchungsstrecke.

Hemerobe Cluster sind hingegen durch fast ausschließlich geringe wertgebende Arten gekennzeichnet.

Zusammenfassend sind 9 der oben benannten 14 Hotspots in FFH-Gebieten integriert, während für 5 Bereiche dies nicht zutrifft, was insbesondere bei dem als Naturschutzgebiet gesicherten Nemedyer Werth schwer nachvollziehbar ist. Die Ergebnisse der Biotopverbundvorschläge der IKS (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS 2006) können auch

aus vegetationskundlicher Sicht in hohem Maße bestätigt, aber auch ergänzt und differenziert werden.

Hinsichtlich der erforderlichen Abstände von Strahlursprüngen bestehen insbesondere in Hinblick auf die Ufervegetation noch wenige praktische Erkenntnisse, wobei eine Expertenbefragung für Flüsse eine Einschätzung von Abständen von 0,5-5 km ergab (WURZEL et al. 2008:15), welche am Unteren Mittelrhein abschnittsweise nicht eingehalten werden können (Abb. 41).

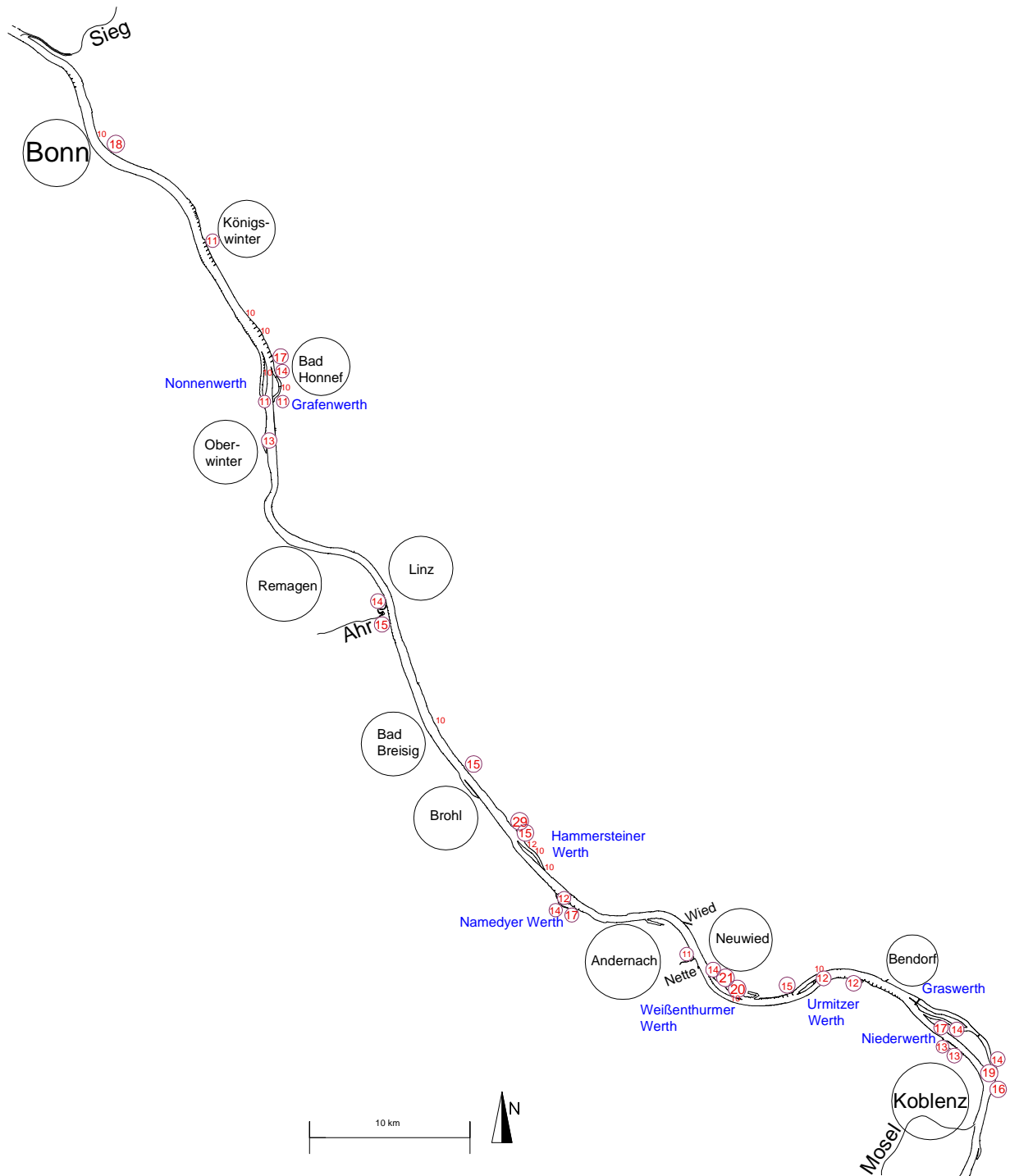


Abbildung 41: Hotspots der flussufertypischen und wenig hemeroben Bereiche des Unteren Mittelrheintals



Die naturschutzfachliche Prioritätensetzung würde von obiger Flächenauswahl abweichen, werden **Hotspots ausschließlich basierend auf der  $\alpha$ -Biodiversität** festgesetzt. Die Aufnahmeflächen wurden in Abständen von ca. 300 m angefertigt. Zur Herausarbeitung von Hotspots basierend auf einer Biodiversitätsanalyse wurden die Bereiche in 1000 m Abschnitten aggregiert. Folglich stellen nur 7 der obigen flussufertypischen Hotspots (unterstrichen) auch sehr artenreiche Hotspots dar.

- |   |                         |
|---|-------------------------|
| 1. <u>Pappel-Weichholzaue bei Urbar</u>                   | (km 594,0-r: 248 Arten) |
| 2. <u>Buhnenfeld bei Rhöndorf</u>                         | (km-642,0-r: 246 Arten) |
| 3. <u>Buhnenfelder nördlich des Hammersteiner Werthes</u> | (km 618,5-r: 241 Arten) |
| 4. Hafendamm Brohl  | (km 621,0-l: 232 Arten) |
| 5. Promenade Bad Hönningen                                | (km 624,0-r: 190 Arten) |
| 6. Östlich des Hafens Neuwied                             | (km 605,0-r: 176 Arten) |
| 7. Vallendar  | (km 595,0-r: 165 Arten) |
| 8. <u>Weichholzaue am Hafen Koblenz</u>                   | (km 596,5-l: 165 Arten) |
| 9. <u>Namedyer Werth</u>                                  | (km 615,5-l: 163 Arten) |
| 10. <u>Buhnenfeld nördlich Urmitzer Werth</u>             | (km 604,0-r: 154 Arten) |
| 11. Buhnenfeld Niederdollendorf                           | (km 647,0-r: 151 Arten) |
| 12. Rheinbreitbach  | (km 638,0-r: 137 Arten) |
| 13. <u>Abbruchkanten nördlich Rheinbrohl</u>              | (km 622,0-r: 136 Arten) |
| 14. Nördlich Promenade Bad Hönningen                      | (km 625,0-r: 132 Arten) |

Die artenreichen Hotspots sind schwerpunktmäßig rechtsrheinisch und im südlichen Untersuchungsraum vorzufinden. Auffällig ist, dass insbesondere die wenig hemeroben Rheininseln in obiger Auflistung nicht hervorgehoben werden, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die  $\alpha$ -Biodiversität kein alleiniger Parameter zur Definition von flusstypischen Hotspots im Bereich stark anthropogen überformter Ufer sein kann.

Weitere **floristische Hotspots** mit bemerkenswerten und gefährdeten Beständen, ungeachtet der Hemerobie des Standortes, sind nach individueller Einschätzung vor Ort:

- Schlackenufer östlich des Urmitzer Werthes (km 602,0-602,5-r) mit Beständen von u. a. *Euphorbia seguieriana* und *Eryngium campestre*
- Ufer bei Hammerstein (km 617,0-618,0-r) mit Beständen von u. a. *Galatella linosyris*, *Seseli libanotis*, *Melica ciliata*, *Prunus mahaleb* und *Orobancha hederæ*
- Ufer bei Bonn-Beuel (km 652,0-653,5-r) mit Beständen von u. a. *Veronica teucrium*, *Euphorbia seguieriana* und *Eryngium campestre* (siehe HACHTEL et al. 1999)
- Hafendämme von Oberwinter (km 638,4-639,0-l) und Brohl (km 620,6-621,5-l) wie unter Kap. 2.2.3 beschrieben
- Deich Neuwied (km 607,0-608,0-r) mit Beständen von *Salvia pratensis*
- Felsstrukturen westlich Feldkirchen (km 611,5-r) mit Beständen von u. a. *Allium sphaerocephalon*, *Artemisia absinthium*, *Chondrilla juncea* und *Lactuca perennis*

Alle diese ausschließlich süd- bzw. west-exponierten Bereiche weisen thermophile Pflanzengesellschaften auf Sekundärstandorten auf.

### 5.3 Hemerobie und Entwicklungspotenziale

ARMBRUSTER et al. (2012) stellen das Programm „Lebendiger Rhein“ vor, in welchem Teilbereiche der Ufer für Renaturierungsmaßnahmen vorgeschlagen wurden. Hierfür wurden Bereiche gewählt, welche sowohl frei von Bebauung und Unterhaltungswegen bzw. von geringer hydraulischer Belastung und folglich vorzugsweise an Gleitufeln gelegen sind. Bezeichnenderweise konnten bei der Auswahl von letztendlich 13 Untersuchungsstrecken, für welche Revitalisierungen als geeignet erachtet wurden, keine Potenziale für Revitalisierungen im Bereich des Unteren Mittelrheins festgestellt werden. Klassische Maßnahmen wie z. B. Ausdeichungen sind aufgrund der gegebenen Verhältnisse prinzipiell nicht möglich und eine Vielzahl von Restriktionen steht weiteren Renaturierungsprojekten entgegen.

Es ist hinsichtlich der anthropogenen Überprägung der Ufer zwischen einmaligen, irreversiblen **Uferverbau** und stetigen Pflegeeingriffen zu unterscheiden. Die Anlage von Wasserbausteinen im Mittelwasserbereich ist meist mit der Vernichtung fast aller dynamischen Lebensräume verbunden, was allerdings aus Sicht des Wasserbaus durchaus erwünscht ist. Uferverbau ohne Berücksichtigung naturschutzfachlicher Belange führt auch aktuell zu einem weiteren Artenschwund wie z. B. die Zerstörung des letzten bekannten Standortes (km 651,75-r) am Unteren Mittelrhein von *Equisetum ramosissimum* durch Wasserbaumaßnahmen im Jahr 2011.

Die eigentliche **Uferpflege** ist losgelöst vom Uferverbau zu betrachten. Ohne anthropogenen Einfluss wären die Ufer am Unteren Mittelrhein zumeist mit Gehölzen bewachsen. Derzeit dürfen prinzipiell keine Gehölze in Bauwerken des Uferschutzes stehen, wobei ein Umtrieb ca. alle 3 Jahre erfolgt und die Mahd krautiger Bestände als Mulchmahd im Bereich der Böschungen meist alle 1(-2) Jahre und möglichst nicht vor dem 15. Juli durchgeführt wird bzw. häufiger in stärker frequentierten Bereichen. Hinzu kommt das 2(-3)malige Freischneiden der Sichtdreiecke ab April eines jeden Jahres in Abhängigkeit von der jeweiligen Vegetationsentwicklung. Zudem wird das Herausnehmen bzw. Sichern von Totholz im Rahmen der Uferpflege durchgeführt.

Im Bereich des Wasser- und Schifffahrtsamtes Bingen (Bereich Koblenz - Bad Honnef) existiert kein Gewässerpflegeplan vor, welcher jedoch für den nördlich angrenzenden Bereich des Untersuchungsraumes vorliegt (WAHL 1993).

Neben dem Uferverbau und der Uferpflege wurden die Auen auch in hohem Maße durch das gezielte **Einbringen von Hybridpappeln** anthropogen verändert. BARSIG (2004) stellt fest, dass selbst die häufig als wertlos eingestuften Hybridpappelbestände durchaus von höherer naturschutzfachlicher Wertigkeit sein können und plädiert für einen stufenweisen Umbau in naturnahe Weichholzaunen.

KRAUSE (1987) empfiehlt bereits verbaute Ufer sich nicht völlig selbst zu überlassen, sondern aufkommende Gehölze alle paar Jahre auf den Stock zu setzen, während SCHWABE & KRATOCHWIL (1991) die Anpflanzung von Weiden als Schutz gegen Neophyten wohl nur auf kleinere Gewässer beziehen. LOHMEYER (1981) rät am Unteren Mittelrhein Gehölze in Deckwerken zwar zu schneiden, aber nicht jährlich, sondern in mehrjährigen Abständen auf den Stock zu setzen. Auch seitens von Naturschutzverbänden kommen diesbezüglich Vorschläge wie z. B. die Unterlassung der Pflege bzw. ausschließliche Pflege im Bereich der Hektometersteine auf nur einer Rheinseite (NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND 2010:38). In dynamischen bzw. naturschutzfachlich hochwertigen Bereichen wie z. B. bei Röhrichen wird eine Aufständigung der Schifffahrtszeichen zur Vermeidung von Eingriffen durch Mahd vorgeschlagen (WAHL 1993).

Allerdings übernehmen im Prinzip die Wasser- und Schifffahrtsämter partiell mit Mäharbeiten und Fällungen in wenig dynamischen Uferbereichen einen Part, den die Flussdynamik aufgrund des Uferverbaus nicht mehr erfüllen kann. Insofern wird hier anthropogen eine räumli-

che Dynamik und Fluktuation mit wechselnden Standorten der Primärsukzession hergestellt. Eine Modellierung der Vegetation ohne Maßnahmen der Uferpflege, wie sie z. B. sich bei der Uferstrukturkartierung in 100 m-Abständen außerhalb der Hektometersteinen abzeichnet, würde eine deutliche Harmonisierung der Ufer und eine geringere  $\alpha$ -Biodiversität aufgrund dominierenden Gehölzbewuchses zur Folge haben. Die Sukzession wird im Bereich der Hektometersteine anthropogen ansatzweise von der Weichholzaue in einen vorherigen Sukzessionszustand zurückgesetzt, so dass auf engem Raum neben der Schlussgesellschaft auch die Ersatzgesellschaften ersichtlich sind. Gefährdete und hierbei vor allem helio- und thermophile Arten wie z. B. *Allium schoenoprasum*, *Inula britannica*, *Eryngium campestre* oder *Ononis spinosa* profitieren von solchen Pflegemaßnahmen unmittelbar.

Welche Konsequenzen können aus Sicht der Uferpflege durch die Analyse hemerober Uferstrukturen des Unteren Mittelrheins getroffen werden?

Zusammenfassend sind aus vegetationskundlicher Sicht die Maßnahmen des Uferverbaus, und hierbei insbesondere Verbaumaßnahmen in dem Mittelwasserbereich zumeist in Form von Steinschüttungen als sehr negativ zu betrachten, während die gängigen Pflegemaßnahmen im Form von kleinflächiger Mahd und der Gehölzentnahme vegetationskundlich durchaus auch positive Aspekte haben.

Wie bereits ausgeführt, sind aufgrund der räumliche Enge, der vorhandenen Infrastruktur und weiterer sozio-ökonomischer Rahmenbedingungen des Unteren Mittelrheintals dem ökologischen Gewässerumbau sehr enge Grenzen gesetzt. Eine angestrebte räumliche Funktionalstrennung ist realistisch gesehen nur in Form der Schaffung und Erhaltung von Trittsteinbiotopen umsetzbar. Hierbei ist bei der Maßnahmenplanung vor allem das Augenmerk auf hydraulisch wenig belastete Gleithänge zu setzen, aber auch auf geradlinige Bereiche flacher Ufer mit vorgelagerten Kiesgründen. Hier wären z. B. die Absenkung von Steinschüttungen bzw. kleinflächige Unterbrechungen der Steinschüttung und Anbindung des ebenfalls abgesenkten Hinterlandes denkbar. Ebenso wären alternativ biologische Ufersicherungen abzuwägen, welche amphibische Lebensräume bei gleichzeitiger Gewährleistung eines geordneten Schiffsbetriebes ermöglichen. Kleinräumig erfolgen bereits seitens der Wasser- und Schifffahrtsämter Maßnahmen des Rückbaus von Uferbefestigungen (z. B. km 647,5-r) (mdl. WSA Köln, LOHREY).

Unter Anbetracht der vorhandenen Restriktionen ist ein Rückbau der Steinschüttungen in potenziellen Bereichen zur Förderung der Flussdynamik prioritär. Ansatzweise ist eine solche Dynamik z. B. bei km 622,0-r (Rheinbrohl) in einem kurzen, unverbauten Abschnitt erkennbar und exemplarisch ist in diesem Bereich die Abflachung der Ufer durch Erweiterung des Uferstrandstreifens zu ermöglichen.

Hinsichtlich weiterer Maßnahmen wären Überlegungen von Uferrenaturierungen auch in folgenden Bereichen vorstellbar:

- Rückverlegung des Leinpfades und Entwicklung der Ufer südlich der Bonner Südbrücke (km 649,5-651,0-l)
- Rückverlegung des Leinpfades und Entwicklung der Ufer südlich Bonn-Mehlem (km 642,0-643,0-l)
- Rückverlegung des Leinpfades und Entwicklung der Ufer zwischen Remagen und Kripp (km 630,5-632,5-l)
- Aufweitung des Uferstreifens und Zulassen von Erosion und Akkumulation bei Rheinbrohl (km 622,0-r)
- Verlegung des Leinpfades auf die Böschungsoberkante und Entwicklung der Ufer zwischen Sinzig und Bad Breisig (km 625,0-628,0-l)
- Rückverlegung des Leinpfades und Entwicklung der Ufer zwischen Andernach und Weißenthurm (km 609,0-610,5-l)

## 6 Zusammenfassung

In vorliegender Arbeit wird die Hemerobie der stark anthropogen überprägten Uferstrukturen am Unteren Mittelrhein und deren vegetationskundliche Bedeutung untersucht. Hierfür wurden vorab die Uferstrukturen zwischen Bonn und Koblenz in 50 m-Abständen hinsichtlich der überwiegend abiotischen Hemerobie-Parameter erfasst. Mittels einer Clusteranalyse wurden die Ufer, basierend auf den Werten für Beschattung, Ufermorphologie, Uferverbau, Uferumfeld, Uferbreite und des Substrates, in zehn Cluster unterschiedlicher Hemerobie aggregiert. Mit 82,5 % verbauter Ufer und einer durchschnittlichen Uferbreite von 25 m bis zur ersten Intensivstruktur werden im Untersuchungsraum überwiegend stark hemerobe Strukturen vorgefunden.

Als weiterer Schritt wurden in Abständen von ca. 300 m 750 pflanzensoziologische Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Zudem wurde auf Ebene der Rheinkilometrierung in 100 m-Abschnitten eine Detailkartierung charakteristischer Arten erfasst und 500 Vorkommen der Gattung *Cuscuta* auf ihre Wirte hin untersucht und ausgewertet.

Trotz der starken anthropogenen Überformung konnte mit 743 Arten im Untersuchungsraum eine hohe  $\alpha$ -Biodiversität erfasst werden. Es stellt sich heraus, dass einige Arten eine jeweilige Rheinseite präferieren, was sowohl mit abiotischen Strukturen, zumeist aber mit mikroklimatischen Bedingungen zu erklären ist. Eine regionalisierte Liste von 60 Stromtalarten zeigt die azonale Bedeutung des zumeist schmalen Rheintals auf. Der quantitative Neophytenanteil von 28,2 % (durchschnittlicher Deckungsgrad) und der qualitative Anteil von 19,5 % innerhalb der Vegetationsaufnahmen bzw. 28,0 % bezogen auf den Gesamtartenbestand zeigt die Bedeutung der Uferstrukturen diesbezüglich auf. Die genauere Untersuchung der Wirtspräferenz der *Cuscuta*-Arten zeigt eine enge Wirtsbindung der neophytischen *Cuscuta lupuliformis* an *Rubus caesius*, eine ebenso enge Bindung der neophytischen *Cuscuta groenovii* an *Solidago gigantea* und eine deutlich schwächere Bindung der indigenen *Cuscuta europaea* an *Urtica dioica*.

Zum Verständnis der hemeroben Uferstrukturen wird die Korrelation der Hemerobie-Cluster mit vegetationskundlichen Ergebnissen angestrebt. Am Unteren Mittelrhein werden die Vegetationsaufnahmen syntaxonomisch nach dem Braun-Blanquet-System beschrieben und klassifiziert. Hierbei zeigte sich eine zufriedenstellende Klassifizierung weniger hemerober Standorte und eine unzureichende Klassifizierung hemerober Standorte. 31 % aller Aufnahmen sind nicht zuzuordnen, da sie keine Charakterarten aufwiesen bzw. Kennarten unterschiedlicher Klassen aufgrund einer engen Verzahnung unterschiedlichster Gesellschaften auf kleinstem Raum in Abhängigkeit von edaphischen und hydrologischen Parametern enthalten. Zudem erweist sich diesbezüglich auch die hohe Anzahl an Neophyten als problematisch. Lediglich 36 % aller Aufnahmen konnten wiederum auf Assoziationsebene zugeordnet werden.

Die Lösung der Klassifikations-Probleme wurde in der numerischen Taxonomie gesucht. Der auf Korrespondenzanalysen basierende TWINSpan-Algorithmus erwies sich aufgrund des hierbei erforderlichen dominanten Hauptgradienten als nur bedingt geeignet. Auch eine Clusteranalyse zeigte teilweise schwer interpretierbare Ergebnisse auf und müsste ebenfalls manuell nachsortiert werden, während sich die COCKTAIL-Methode basierend auf Treuwerten bezüglich der hier vorliegenden Fragestellung als deutlich geeigneter erwies. Die COCKTAIL-Methode wurde dahingehend modifiziert, dass in Anbetracht der besonderen Situation hemerober Ufervegetation die Zuordnung der Vegetationsaufnahmen basierend auf den Deckungssummen der jeweils dominierenden Artengruppe durchgeführt wurde. Fast alle Aufnahmen konnten nachvollziehbar zugeordnet werden. Mittels der durch die modifizierte COCKTAIL-Methode erfassten Vegetationseinheiten wurde ein Modell abgeleitet, das we-

sentliche Standortparameter anthropogen überprägter Ufer des Unteren Mittelrheins abbildet. Auch konnte die deutliche Korrelation zu den Hemerobie-Clustern biotisch interpretiert werden. Der Vergleich der Klassifikationstechniken zeigt auf, dass es kein pauschal optimales Verfahren der Vegetationsklassifikation gibt, sondern dieses basierend auf der individuellen Fragestellung und der individuellen Datenstruktur zu wählen ist.

Spezifisch für die Ufervegetation des Unteren Mittelrheins sind magere und sonnige Habitate tendenziell als Zeiger für hohe Hemerobie zu sehen, während schattigere, nitrophytische Bestände wiederum tendenziell weniger hemerobe Habitate kennzeichnen. Eine deutliche Korrelation zwischen der  $\alpha$ -Biodiversität und der Hemerobie konnte nicht aufgezeigt werden.

Aus den Daten wurden regionale Hemerobie-Zeiger und Zeiger geringer Hemerobie abgeleitet. Hierbei stellte sich heraus, dass diese nur in gewissem Maße mit publizierten Werten übereinstimmen und regional bzw. habitatspezifisch neu geeicht werden müssen. Auch die häufig als Hemerobie-Zeiger verwandten Neophyten und Therophyten als Zeiger für geringe Habitatkontinuität lassen sich an den hemeroben Ufern des Unteren Mittelrheins nicht als solche interpretieren, was auf die bereits längerfristige Etablierung der Neophyten und der in geringem Umfang verbliebenen fluviatilen Dynamik der Flusssufer zurückzuführen ist. Aufgrund von Apophytisierungsprozessen sind auch indigene Stromtalarten und der Gefährdungsgrad von Arten nicht a priori zur Anzeige hemerober Systeme zu verwenden.

Als funktionales Merkmal ist die Blattanatomie in höherem Maße als Hemerobie-Kriterium anthropogen überprägter Ufer zu verstehen und unterstreicht die Bedeutung amphibischer Lebensräume. Durch eine Korrelation von zumeist abiotischer Standorthemerobie und biotischer Hemerobie konnten wesentliche Parameter der Hemerobie differenziert werden.

Hinsichtlich der Herausarbeitung von flussufertypischen Hotspots erwies sich die Auswertung der Roten Listen als ungeeignet. Zeigerarten von flusstypischen Hotspots werden insofern basierend auf der Standorthemerobie für wenig hemerobe Standorte definiert.

Als naturschutzfachliches Kernproblem wird hierbei die Unterbindung der natürlichen Auedynamik gesehen. Das vermehrte Auftreten von Neophyten kann hierzu im Vergleich nur als marginales Problem aufgefasst werden, dass bei diffusem Diasporeneintrag augenscheinlich dominiert.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass

- auch anthropogen stark überprägte Ufer als Hotspots der Biodiversität anzusehen sind.
- auch am stark hemerob überprägten Unteren Mittelrhein kleinflächige, flussufertypische Hotspots vorzufinden sind, die als Refugialstandorte einer Vielzahl von stenöken Arten anzusehen sind.
- die Flussdynamik aus vegetationskundlicher Sicht in gewissem Maße auch stark anthropogen ausgebaute Bereiche des Unteren Mittelrheins überprägt, aber hierbei insbesondere amphibische Lebensräume nur noch rudimentär vorzufinden sind.
- Neophyten sich qualitativ und quantitativ in großem Umfang in Lebensräume unterschiedlichster Hemerobiegrade eingenischt haben.
- an stark anthropogen überprägten Flusssufern die Anwendung diverser Konzepte der Vegetationsklassifizierung, aber auch die Interpretation von Hemerobie-Zeigerwerten nicht pauschal und apodiktisch anzuwenden, sondern immer habitatspezifisch in Zusammenhang mit dem jeweiligen Hemerobiezustand zu sehen ist. Insofern zeigen anthropogen überprägte Flusssufer auch diesbezüglich „azonale“ Merkmale auf.

## 7 Summary

Subject of this thesis is the investigation of the hemeroby of anthropogenically influenced riverbanks of the Lower Middle Rhine and their importance for vegetation. Therefore the mainly abiotic structures of the riverbanks were recorded between Bonn and Koblenz in 50 m intervals. As assessment parameter for hemeroby the quantity of shade, the morphological structure of the riverbank, the embankment, the environment of the riverbanks, the width of the riverbank and the soil-substrate were used. The data were aggregated into ten clusters of different hemeroby. 82.5 % of the riverbanks were anthropogenically modified, whereas the average width until the first infrastructure is 25 m. Furthermore in intervals of 300 m, 750 phytosociological surveys (vegetation relevés) were recorded. This was supplemented by a detailed mapping of characteristic species based on the distance marks of the kilometration of the Rhine. In addition, 500 occurrences of the parasitic genus *Cuscuta* were investigated concerning the specific host-plants.

In spite of the intensive anthropogenic interference, 743 different vascular plants in the respective area showed high  $\alpha$ -biodiversity. It turned out that selected species prefer one or the other side bank of the Rhine, which can be explained by abiotic structures but even more so by microclimatic conditions. A regionalized list of 60 river corridor plants demonstrates the azonal significance of the narrow Rhine valley. The quantitative amount of 28.2 % neophytes (mean coverage) and their qualitative amount of 19.5 % within the vegetation surveys and 28.0 % respectively regarding the total number of species point out the riverbanks relevance for neophytes.

The detailed investigation emphasizes *Rubus caesius* as the preferred host to neophytic *Cuscuta lupuliformis*, *Solidago gigantea* as the preferred host to the neophytic *Cuscuta gronovii* and a less preferential host selection of *Urtica dioica* with respect to the native *Cuscuta europaea*.

To understand hemerobic bank structures, the correlation of the cluster of hemeroby and the vegetation surveys was quantified. The vegetation surveys were characterized and classified by the character-species approach of the Braun-Blanquet system. Less hemerobic habitats could be classified satisfyingly, but classification of more hemerobic habitats turned out to be insufficient. 31 % of all vegetation relevés were unclassifiable due to missing character-species of phytosociological classes or character-species of different vegetation units will be found because of edaphic and hydrologic parameters. Furthermore, due to the high amount of neophytes, classification is problematic. Just 36 % of all relevés are classified at association level.

The solution of the complex classification was found in the numerical approach. But due to the lacking of a dominant first gradient the TWINSpan-method based on correspondence analysis wasn't suitable. Cluster analysis results in an output which is difficult to interpret and has to be sort manually. However, the COCKTAIL-method - based on statistical fidelity measures - proved to be satisfactory for the research issue. The COCKTAIL-method was modified: The assignment of the relevés in view of the situation of hemerobic riverbank vegetation is based on the summarised percentage cover of the dominant species group. This approach allowed precise classification of nearly every relevé. Based on the vegetation units formed by the modified COCKTAIL-method, a model was developed which integrates significant location parameters of anthropogenic influenced riverbank vegetation.

A clear correlation between the hemeroby-cluster and the vegetation could be determined. Comparison of the various classification techniques shows that a universal classification pattern for vegetation so far has not been developed; classification rather needs to be selected individually, based on respective data structure and current problem.

Specific to riverbank vegetation of the Lower Middle Rhine are poor and sunny habitats as indicators for a high degree of hemeroby. However, shady and nitrophytic vegetation tend to

characterize less hemerobic habitats. No clear correlation between hemeroby and  $\alpha$ -biodiversity could be determined.

Regional indicator species for riverbank vegetation of hemerobic and less hemerobic habitats were derived. It turned out that these values match with published values only to a certain extent, so regional re-calibration is required. Neophytes and therophytes, which are often used as indicator for hemeroby and lower continuity in habitats, are of limited use concerning the riverbanks of the Lower Middle Rhine. This can be explained by both regional long-term establishment of neophytes and limited natural dynamics. Likewise, species indigenous to river valleys and endangered species reveal no appropriate indicator values for hemerobic habitats because of apophytisation processes. Leaf anatomy as a functional trait is rather suitable as an indicator for hemeroby of anthropogenic influenced riverbanks; it emphasizes the importance of amphibious habitats. Via correlation of mainly abiotic hemeroby of habitats and biotic hemeroby, crucial parameters of hemeroby were identified.

Correlating typical riverbank hotspots with the list of endangered species (the "red list") has proven problematic. Thus indicators for typical riverbank hotspots were defined based on the low hemeroby of the respective habitats. The central issue in nature conservation is the inhibition of natural dynamics. Compared to this, increased proliferation of neophytes can be considered a minor, though visually manifest, problem.

Summary: It was found that

- even anthropogenically influenced riverbanks can be considered hotspots of biodiversity,
- even at the hemerobic Lower Middle Rhine, typical hotspots can be found (albeit on a small scale); those are refugial habitats of a variety of stenoecious species,
- from the vegetational viewpoint, the natural dynamic to a certain extent over-imprints the riverbanks of pronounced anthropogenic character but especially amphibious habitats can be just found rudimentarily,
- neophytes have established qualitatively and quantitatively in habitats of different degrees of hemeroby,
- the various concepts of classification cannot be used universally for anthropogenically influenced riverbanks. The same goes for the application of indicator values. These criteria must be interpreted in context with the individual habitat and level of hemeroby. In this respect, anthropogenically influenced riverbanks also show azonal characteristics.

## 8 Quellenverzeichnis

### 8.1 Literatur

- ADOLPHI K.** (1995): *Neophytische Kultur- und Anbaupflanzen als Kulturflüchtlinge des Rheinlandes*; Nardus, 2: 272 S., 12 S. Anhang. Wiehl.
- ADOLPHI K.** (1996): Anmerkungen zu einigen Neophyten an Flüssen des Rheinlandes. In: *Ufervegetation von Flüssen* (Hrsg. D. Brandes); Braunsch. Geobot. Arb., 4: 85-91, Braunschweig.
- ALBERT G. & LANGER H.** (2007): Ökologische Neuorientierung der Bundeswasserstraßenbewirtschaftung. In: *Texte 40/07*; Umweltbundesamt, Dessau.
- ALBERTERNST B. & TREMP H.** (2001): Schwächt *Cuscuta lupuliformis* die Konkurrenzkraft von *Reynoutria japonica*?; *Decheniana* 154: 33-36.
- AMARELL U. & KLOTZ S.** (2009): Biologische Indikatoren. In: *Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue* (Hrsg. M. Scholz, K. Henle, F. Dziöck, S. Stab & F. Foeckler); S. 171-202. Ulmer, Stuttgart.
- ARMBRUSTER J., EGELING R., MARGRAF-MAUÉ, SCHÄFER K. & SPÄTH V.** (2012): Lebendiger Rhein - Erfolge von Rheinufer-Revitalisierungen; *Natur und Landschaft* 87, Jahrgang (6): 249-254.
- ASMUS U.** (1987): Die Vegetation der Fließgewässerränder im Einzugsbereich der Regnitz: Eine pflanzen- und gesellschaftssoziologische Untersuchung zum Zustand der Ufervegetation in ausgewählten Gewässerabschnitten. Zugl. Dissertation; *Hoppea* 45: 23-276.
- BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ A., E., MUCINA L., ELLMAUER T. & WALLNÖFER S.** (1993): Phragmiti-Magnocaricetea. In: *Die Pflanzengesellschaften Österreichs* (Hrsg. G. Grabherr, L. Mucina); S. 79-119, Stuttgart.
- BARKMANN J. J.** (1989): Fidelity and character-species, a critical evaluation; *Vegetatio* 85 (1-2): 105-116.
- BARSIG M.** (2004): Vergleichende Untersuchungen zur ökologischen Wertigkeit von Hybrid- und Schwarzpappeln; S. 31, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BAUMGÄRTEL R.** (2004): Zur aktuellen Situation der Hartholzauenwälder im Naturschutzgebiet "Kühkopf-Knoblochsau"; *Botanik und Naturschutz in Hessen* 17: 53-61.
- BAUMGÄRTEL R.** (2008): Der Eschen-Ahorn (*Acer negundo*) am nördlichen Oberrhein. Beitrag zur naturschutzfachlichen Einschätzung eines Neophyten; *Botanik und Naturschutz in Hessen* 21: 5-9.
- BAUMGÄRTEL R. & ZEHE A.** (1999): Zur Bedeutung von Fließgewässerdynamik für naturnahe Rheinufer unter besonderer Betrachtung der Schwarzpappel (*Populus nigra*) und Sandrasen; *Natur und Landschaft*, 74. Jg. (12): 530-535.
- BERRERES F.** (1996): Die Regulierung des Rheins auf dem Stromabschnitt bei Bad-Honnef-Königswinter; *Jahrbuch des Rhein-Sieg-Kreises*: 61-74.
- BITTMANN E.** (1967): Uferbewuchs und Uferform. In: *Symposium of river morphology* (Hrsg. International union of geodesy and geophysical (IUGG); S. 297-308, de l'association internationale d'hydrologie scientifique, Berb.
- BLEEKER W., SCHMITZ U. & BUSCHERMÖHLE F.** (2009): Hybridisierung und Genfluss als Folge biologischer Invasionen. In: *Biologische Invasionen und Phytodiversität - Auswirkungen und Handlungsoptionen* (Hrsg. W. Bleeker & H. Hurka); S. 14-15. Universität Osnabrück.



- BLUME H. P.** (2008): *Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und -belastung; vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen*; WILEY-VCH, Weinheim.
- BLUME H. P. & SUKOPP H.** (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen; *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 10: 75-91.
- BNatSchG** (2010): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG). Verkündet 29.7.2009 (BGBl. I S. 2542); Inkraftgetreten am 1.3.2010; letzte Änderung: Art. 2 Abs. 24 G vom 6. Juni 2013 (BGBl. I S. 1482, 1496).
- BRANDES D.** (1991): Untersuchungen zur Ökologie und Soziologie von *Sisymbrium strictissimum* in Mitteleuropa; *Tüxenia* 11:35-48.
- BRANDES D.** (1996a): Flußufer als Untersuchungsobjekt der Geobotanik und der Biogeographie - Versuch eines Fragenkatalogs. In: *Ufervegetation von Flüssen* (Hrsg. D. Brandes); S. 8-23, Braunschweig.
- BRANDES D.** (1996b): Vegetationsökologische Untersuchungen an wasserbaulich bedingten linearen Strukturen. In: *Vegetationsökologie von Habitatinseln und linearen Strukturen* (Hrsg. D. Brandes); S. 185-197, Braunschweig.
- BRANDES D.** (1998a): Biodiversität und Vegetationsdynamik von Flußufern. In: *Jahrbuch 1998*; S.17-29, Braunschweigische Wissenschaftliche Gesellschaft, J. Cramer Verlag, Braunschweig.
- BRANDES D.** (1998b): Zur Saumvegetation der Auenwaldreste an der unteren Mittel Elbe (Lkr. Lüchow-Dannenberg, Niedersachsen); *Braunschweiger naturkundliche Schriften* Heft 5 (3): 617-627.
- BRANDES D.** (2002): Die Hafenflora von Braunschweig; Institut für Botanik, Braunschweig, S. 23., <http://opus.tu-bs.de/opus/volltexte/2002/353>.
- BRANDES D.** (2007): Die Neophyten der Elbufer im Raum Magdeburg; *Braunschweiger naturkundliche Schriften* Heft 7 (4): 821-842.
- BRANDES D. & OPPERMAN F.-W.** (1994): Die Uferflora der oberen Weser; *Braunschweiger naturkundliche Schriften* Heft 4 (3): 575-607.
- BRANDES D. & SANDER C.** (1995a): Die Vegetation von Ufermauern und Uferpflasterungen an der Elbe; *Braunschweiger naturkundliche Schriften*, Heft 4 (4): 899-912.
- BRANDES D. & SANDER C.** (1995b): Neophytenflora der Elbufer; *Tüxenia* 15: 447-472.
- BRUELHEIDE H.** (1995): *Die Grünlandgesellschaften des Harzes und ihre Standortbedingungen: mit einem Beitrag zum Gliederungsprinzip auf der Basis von statistisch ermittelten Artengruppen; mit 52 Tabellen im Text sowie 11 Tabellen im Anhang*. Cramer in der Gebr.-Borntraeger-Verl.-Buchh., Berlin [u.a.]. *Dissertationes Botanicae* 244, S. 338.
- BRUELHEIDE H.** (1997): Using formal logic to classify vegetation; *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 32 (1): 41-46.
- BRUELHEIDE H.** (2000a): A new measure of fidelity and its application to defining species groups; *Journal of vegetation science* 11 (2): 167-178.
- BRUELHEIDE H. & CHYTRY M.** (2000): Towards unification of national vegetation classifications: A comparison of two methods for analysis of large data sets; *Journal of vegetation science* 11 (2): 295-306.
- BRUELHEIDE H. & JANDT U.** (1997): Demarcations of communities in large databases; *Phytocoenologia* 27 (2): 141-159.

- BUCH C.** (2011): Vorkommen der Elb-Spitzklette (*Xanthium albinum* [Widder] H. Scholz, Asteraceae) am Niederrhein in Duisburg; *Online-Veröff. Bochumer Bot. Ver.* 3 (6): 52-66.
- BUCH C. & KEIL P.** (2012): *Chenopodium ambrosioides* in der Rheinaue bei Duisburg; *Decheniana* 165: 77-84.
- BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (BFG)** (1999): Handlungsanweisung für die Berücksichtigung von Naturschutz und Landschaftspflege bei der Unterhaltung von Bundeswasserstraßen (HANATSCH - WSV); S. 20, Koblenz.
- BUNDESANSTALT FÜR NATURSCHUTZ (BfN)** (2012): Kartendienst "Flussauen in Deutschland"; *Natur und Landschaft*, 87. Jg. (7): 320.
- BUNDESANSTALT FÜR WASSERBAU (BAW)** (2008): Merkblatt - Anwendung von Regelbauweisen für Böschungs- und Sohlensicherung an Binnenwasserstraßen (MAR); Karlsruhe.
- BURKART M.** (1998): Die Grünlandvegetation der unteren Havelaue in synökologischer und syntaxonomischer Sicht; *Archiv naturwissenschaftlicher Dissertationen* 7, S. 157, Galunder, Wiehl.
- BURKART M.** (2001): River corridor plants (Stromtalpflanzen) in Central European lowland: a review of a poorly understood plant distribution pattern; *Global Ecology & Biogeography* 10: 449–468.
- BÜRO FÜR UMWELTBEWERTUNG UND GEOÖKOLOGIE** (2004): Überörtliche morphologische Entwicklungsziele am Rhein in Rheinland- Pfalz; im Auftrag des LUWG, Mainz.
- BUTTLER K.-P.** (2012): Florenliste - 4. Version; <http://www.kp-buttler.de/florenliste/index.htm>, Zugriff: 12.12.2012.
- CASPERS N.** (1986): Floristische Untersuchungen der Buhnen des Niederrheins bei Köln und Leverkusen; *Decheniana* 139: 58-63.
- CHYTRÝ M., TICHÝ L., HOLT J. & BOTTA-DUKÁT Z.** (2002): Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures; *Journal of vegetation science* 13 (1): 79-90.
- CHYTRÝ, M. [HRSG.]** (2007): Vegetace České republiky 1. Travinná a ke íčková vegetace (Vegetation of the Czech Republic 1. Grassland and heathland vegetation) [in Czech, with English summaries]. – Academia, Praha; S. 526.
- CONNELL J. H.** (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs; *Science* 199: 1302-1310.
- CULMSEE H.** (2005): JUICE 6.3 for Windows; Dep. Vegetation & Phytodiversity Analysis, University of Goettingen, Germany.
- DENGLER J.** (1997): Gedanken zur synsystematischen Arbeitsweise und zur Gliederung der Ruderalgesellschaften (*Artemisietea vulgaris* s. l.). Mit der Beschreibung des Elymo-Rubetum caesii ass. nova; *Tüxenia* 17: 251-282.
- DENGLER J.** (2003): Entwicklung und Bewertung neuer Ansätze in der Pflanzensoziologie unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationsklassifikation; *Archiv naturwissenschaftlicher Dissertationen* 14, S. 297, Martina Galunder-Verlag, Nümbrecht.
- DENGLER J., RUSINA S., BOCH S., BRUUN H. H., DIEKMANN M., DIERßEN K., DOLNIK C., DUPRÉ C., GOLUB V. B., GRYNES J.-A., HELM A., INGERPUU N., LÖBEL S., PÄRTEL M., RASOMAVICIUS V., TYLER G., ZNAMENSKYI S. R. & ZOBEL M.** (2006): Working group on dry grasslands in the Nordic and Baltic region – Outline of the project and first results for the class Festuco-Brometea; *Ann. Bot. N.6:* 73-100.
- DERICKS G.** (2006): Ökophysiologie und standörtliche Einbindung neophytenreicher Gattungen (*Impatiens*, *Solanum*) der Rheintalaue; Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Düsseldorf, S. 217, Düsseldorf.

**DEUTSCHER WETTERDIENST (2013):**

[http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?\\_nfpb=true&\\_pageLabel=\\_dwdwww\\_klima\\_umwelt\\_klimadaten\\_deutschland&T82002gsbDocumentPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FKlima\\_\\_Umwelt%2FKlimadaten%2Fkldaten\\_\\_kostenfrei%2Fdaten\\_\\_gebietsmittel\\_\\_node.html%3F\\_nn%3Dtrue](http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=_dwdwww_klima_umwelt_klimadaten_deutschland&T82002gsbDocumentPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FKlima__Umwelt%2FKlimadaten%2Fkldaten__kostenfrei%2Fdaten__gebietsmittel__node.html%3F_nn%3Dtrue), Zugriff: 14.02.2013

**DIEKMANN M.** (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review; *Basic Appl. Ecol.* 4: 493-506.

**DIERSCHKE H.** (1984): Natürlichkeitsgrade von Pflanzengesellschaften unter Berücksichtigung der Vegetation Mitteleuropas; *Phytocoenologia* 12 (2/3): 173-184.

**DIERSCHKE H.** (1994): *Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden*; S. 683, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

**DIERSCHKE H.** (1996): Sukzession, Fluktuation und Stabilität von Flußufer-Gesellschaften. Ergebnisse 15-jähriger Dauerflächen-Untersuchungen an der Oder (Harz-Vorland). In: *Ufervegetation von Flüssen* (Hrsg. D. Brandes); Braunschw. Geobot. Arb., 4: 93-116, Braunschweig.

**DIERSCHKE H.** (1997): Molinio-Arrhenatheretea (E 1); Teil 1: Arrhenatheretalia: Wiesen und Weiden frischer Standorte; *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands - Molinio-Arrhenathereta* Heft 3: 74 S.

**DIERSCHKE H.** (2012): Molinio-Arrhenatheretea (E 1); Teil 3: Polygono-Potentilletalia anserinae - Kriech- und Flutrasen; *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands - Molinio-Arrhenathereta* Heft 11: 103.

**DIERSCHKE H., OTTE A. & NORDMANN H.** (1983): Die Ufervegetation der Fließgewässer des Westharzes und seines Vorlandes; *Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Beiheft 4*, Niedersächs. Landesverwaltungsamt, Hannover.

**DULLINGER S., DIRNBÖCK T., ESSL F. & WENZL M.** (2001): Syntaxonomie und Zonation der flussbegleitenden Vegetation der Salza (Steiermark); *Joannea Bot.* 2: 13-82.

**ELLENBERG H.** (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*; S. 1095, Ulmer, Stuttgart.

**ELLENBERG H., WEBER H. E., DÜLL R., WIRTH V. & WERNER W.** (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa; *Scripta Geobotanica* 18, Verlag Erich Goltze GmbH & Co KG, Göttingen.

**ESER U.** (1999): *Der Naturschutz und das Fremde: ökologische und normative Grundlagen der Umweltethik*; S. 266, Campus-Verl., Frankfurt/Main [u.a.].

**EUROPÄISCHE UNION** (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie) vom 22.12.2000.

**FERNANDES M. R., AGUIAR F. C. & FERREIRA M. T.** (2011): Assessing riparian vegetation structure and the influence of land use using landscape metrics and geostatistical tools; *Landscape and Urban Planning* 99 82): 166-177.

**FILZEK D.** (2008): *Erfassung und Bewertung von Fluss-Uferstrukturen und –vegetation*; Westfälische Wilhelms-Universität Münster Deutschland, Diplomica Verlag GmbH, Hamburg.

**FISCHER E.** (2000): Die Vegetation der Kulturlandschaft Mittelrheintal; *Kulturlandschaft: Zeitschrift für angewandte historische Geographie*, Jg. 23: 105-120.

**FLORAWEB** (2013): Daten und Informationen zu Wildpflanzen und zur Vegetation Deutschlands; <http://floraweb.de>, Zugriff: 08.01.2013

- FORTMANN L.** (2010): Aufbau eines Geoinformationssystems im Rahmen der floristischen-vegetationskundlichen Untersuchungen der Bonner Rheinufer; Bachelorarbeit an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn.
- GLAHN H. v.** (2001): Über das Chaerophylletum bulbosi R. Tx. 1937 in den nordwestdeutschen Stromtallandschaften von Weser und Elbe; *Drosera* 1-2: 135-151.
- GLÄSER J. & VOLK H.** (2009): Die historische Entwicklung der Auenwälder in Deutschland - Ein Überblick; *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 180 (7-8): 140-151.
- GLAVAC V. & HAKES W.** (1996): *Vegetationsökologie: Grundfragen, Aufgaben, Methoden*; S. 358, Fischer, Jena [u.a.].
- GORISSEN I.** (2010): Flora und Vegetation verändern sich durch neue Pflanzenarten; *Natur in NRW* 2: 25-29.
- GRABHERR G., JUNGWIRTH M., MOOG O., ZOTTL H. & ERBERER H.** (1993): Fließgewässerinventur Vorarlberg - Pilotprojekt Dornbirner Ache (Hrsg. V. Verlagsanstalt); S. 416. Vorarlberger Landesregierung, Bregenz.
- GRASS V.** (1993): Salicetea purpureae. In: *Pflanzengesellschaften Österreichs-Wälder und Gebüsche* (Hrsg. L. Mucina, G. Grabherr & S. Wallnöfer); S. 44-56. Gustav Fisher Verlag, Jena, Stuttgart, New York.
- GRIESE D.** (1996): Die viatische Migration einiger neophytischer Pflanzensippen am Beispiel norddeutscher Autobahnen. In: *Vegetationsökologie von Habitatinseln und linearen Strukturen*; (Hrsg. D. Brandes), S. 263-270, Braunschweig.
- GRIME J. P.** (1979): *Plant strategies and vegetation processes*; S. 222, Chichester, Wiley.
- GROTE S.** (2001): Ausbreitung, Konstanz oder Rückgang? - Bestandsentwicklung und Ausbreitungsverhalten von Neophyten an den Uferböschungen der Oker (Niedersachsen). In: *Adventivpflanzen: Beiträge zu Biologie, Vorkommen und Ausbreitungsdynamik von gebietsfremden Pflanzenarten in Mitteleuropa*; S. 133-149, Braunschweig.
- HACHTEL M., WEDDELING K. & MÖSELER B. M.** (1999): Flora und Vegetation der Rheinufer bei Bonn; *Decheniana* 152: 65-81.
- HAEUPLER H.** (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation: Untersuchungen zum Diversitäts-Begriff; *Dissertationes Botanicae* 65, S. 268, Cramer, Vaduz.
- HAEUPLER H., JAGEL A. & SCHUMACHER W.** (2003): *Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Nordrhein-Westfalen*; S.616, Landesanstalt für Ökologie Bodenordnung und Forsten (LÖBF), Recklinghausen.
- HÄRDTE W., BRACHT H. & HOBOM C.** (1996): Vegetation und Erhaltungszustand von Hartholzauen (Querco-Ulmetum Iss. 1924) im Mittelbegebiet zwischen Lauenburg und Havelberg; *Tüxenia* 16: 25-38.
- HEMPEL W., HANSPACH D., HÖLZEL M., MÜLLER F. & OTTO H.-W.** (2009): *Die Pflanzenwelt Sachsens von der Späteiszeit bis zur Gegenwart*; Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt / Naturschutzfonds (Hrsg.), Jena.
- HENNKENS S. & SCHAMINEE J. H. S.** (2001): Turboveg, a comprehensive database management system for vegetation data; *Journal of vegetation science* 12 (4): 589-591.
- HENRICHFREISE A.** (1996): Uferwälder und Wasserhaushalt der Mittelbe in Gefahr; *Natur und Landschaft* 21. Jg. (6): 246-248.

- HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ** (2009): Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG) - Internationale Flussgebietseinheit Rhein - Bearbeitungsgebiet Mittelrhein – Koordinierungsbericht; Wiesbaden.
- HILL M. O., ROY D. B. & THOMPSON K.** (2002): Hemeroby, urbanity and ruderality: bioindicators of disturbance and human impact; *Journal of Applied Ecology* 39: 708-720.
- HILL M. O. & ŠMILAUER P.** (2005): WINTWINS Version 2.3 - TWINSPAN for windows.
- HOFFMANN H.** (2001): Die Vogel- und Pflanzenwelt der Rheininsel Niederwerth, Landkreis Mayen-Koblenz TK 5511 und 5611; *Pflanzen und Tiere in Rheinland-Pfalz* 11: 147-161.
- HOLLENRIEDER O., RUDOW A. & AAS G.** (1999): Die Gattung *Salix*. Eine Einführung in die Vielfalt, Biologie und Ökologie der Weiden; *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 750: 405-411.
- HÖRANDL E., FLORINETH F. & HADACEK F.** (2002): *Weiden in Österreich und angrenzenden Gebieten* Wien; S. 164, Universität für Bodenkultur, Wien.
- HORNSCHUCH F. & RIEK W.** (2009): Bodenheterogenität als Indikator von Naturnähe? 1. Bewertung der Natürlichkeit anhand verschiedener Kompartimente und Diversitätsebenen unter besonderer Berücksichtigung des Bodens (Literaturstudie); *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 7: 35-53.
- HUSICKA A. & SCHULTE G.** (1999): Flußdeiche - Lebensräume zur Erhaltung und Reaktivierung der biologischen Vielfalt in den Auen?; *LÖBF-Mitteilungen* 1: 38-46.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR)** (2001): Rhein-Ministerkonferenz 2001 - Rhein 2020. Programm zur nachhaltigen Entwicklung des Rheins; S. 27. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), Koblenz.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR)** (2003): Gewässerstrukturkarte Rhein - Begleitbericht; Koblenz.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR)** (2006): Biotopverbund am Rhein; Koblenz.
- JÄGER E. J. H.** (2011): *Rothmaler - Exkursionsflora von Deutschland - Gefäßpflanzen: Grundband*; Spektrum - Akademischer Verlag, Heidelberg.
- JALAS J.** (1955): Hemerobe und hemerochrome Pflanzenarten: Ein terminologischer Reformversuch; *Acta Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 72 (11); Helsingfors.
- JANDT U. & BRUELHEIDE H.** (2002): Magerrasen auf Gips im West-Ost-Klimagefälle des Südharrzes (Exkursion C); *Tüxenia* 22: 107-125.
- JASMUND R.** (1900): *Die Arbeiten der Rheinstrom-Bauverwaltung 1851-1900: Denkschrift anlässlich des 50jährigen Bestehens der Rheinstrombauverwaltung und Bericht über die Verwendung der seit 1880 zur Regulierung des Rheinstroms bewilligten ausserordentlichen Geldmittel*; Buchdruckerei des Waisenhauses, S. 242, Halle.
- JEHN K.** (2001): Vegetationskundliche Erfolgskontrollen an renaturierten Fließgewässern in der badischen Oberrheinebene; *Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie* 15; 219 S.
- KASPEREK G.** (1993): Untersuchungen zur Ausbreitung von Neophyten an Flußufern und deren Abhängigkeit von anthropogenen Standortveränderungen am Beispiel von Rur und Inde bei Jülich (Nordrhein-Westfalen); Diplomarbeit an dem Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Gießen.

- KASPEREK G.** (1996): Zur Uferflora der Eifel-Rur (Nordrhein-Westfalen). In: *Ufervegetation von Flüssen* (Hrsg. D. Brandes); Braunschw. Geobot. Arb., 4: 156-179, Braunschweig.
- KASPEREK G.** (1998): Pflanzenökologische Untersuchungen im mittleren Rur-Tal (Nordrhein-Westfalen): Vegetation und Vegetationsdynamik unter besonderer Berücksichtigung von Fluktuationen in Dauerflächen; *Archiv naturwissenschaftlicher Dissertationen* 6, S. 344, Galunder, Wiehl.
- KASPEREK G.** (2004): Fluctuations in numbers of neophytes, especially *Impatiens glandulifera*, in permanent plots in a west German floodplain during 13 years. In: *Biological Invasions: Challenges for science* (Hrsg. I. Kühn & S. Klotz); S. 27-37.
- KÄTZEL R.** (2009): Schlussbericht des Auftrages "Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen der Schwarz-Pappel und der Ulmenarten in Deutschland", Teillos 1: "Erfassung und Dokumentation genetischer Ressourcen der Schwarz-Pappel (*Populus nigra*) in Deutschland"; Eberswalde.
- KAULE G.** (1991): *Arten- und Biotopschutz*; S. 519, Ulmer, Stuttgart.
- KEIL P.** (1999): Ökologie der gewässerbegleitenden Agriophyten *Angelica archangelica* ssp. *litoralis*, *Bidens frondosa* und *Rorippa austriaca* im Ruhrgebiet; *Dissertationes Botanicae* 321, S. 186.
- KEIL P. & LOOS G. H.** (2002): Dynamik der Ephemerophytenflora im Ruhrgebiet - unerwünschter Ausbreitungspool oder Florenbereicherung?; *Neobiota* 1: 37-49.
- KIESSLICH M., DENGLER J. & BERG C.** (2003): Die Gesellschaften der Bidentetea tripartitae TX. et al. ex VON ROCHOW 1951 in Mecklenburg-Vorpommern mit Anmerkungen zur Synsystematik und Nomenklatur der Klasse; *Feddes Repertorium* 114: 91-139.
- KIM H.-J.** (1996): Die Ufervegetation eines Fließgewässers in Abhängigkeit vom Ausbau mit unterschiedlichen Materialien; *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* 103.
- KLOTZ S. & BRIEMLE G.** (2002): BIOLFLOR - eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland; Bundesamt für Naturschutz; *Schriftenreihe für Vegetationskunde*: 38, BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverl., Bonn-Bad Godesberg, Münster.
- KNOLLOVÁ I., CHYTRÝ M., TICHÝ L. & HÁJEK O.** (2006): Local ranges of phytosociological associations: are they reflected in numerical classification?; *Biologia, Bratislava* 61: 71-77.
- KNÖRZER K.-H.** (1985): Entstehung und Verschwinden der niederrheinischen Salbeiwiesen; *Natur und Landschaft* 60: 495-500.
- KÖCI M., CHYTRÝ M. & TICHÝ L.** (2003): Formalized reproduction of an expert-based phytosociological classification: A case study of subalpine tall-forb vegetation; *Journal of vegetation science* 14 (4): 601-610.
- KÖCK U.-V.** (1980) Ökologische Aspekte der Ausbreitung von *Bidens frondosa* L. in Mitteleuropa: Verdrängt er *Bidens tripartita* L.?; *Flora* 180 (3/4): 177-190.
- KOPECKÝ K.** (1967): Die flußbegleitende Neophytengesellschaft Impatienti-Solidaginetum in Mittelmähren; *Preslia* 39: 151-166.
- KOPECKÝ K.** (1984): Der Apophytisierungsprozess und die Apophytengesellschaften der Galio-Urticetea mit einigen Beispielen aus der südwestlichen Umgebung von Praha; *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 19 (1): 113-138.
- KORNECK D.** (1974): Xerothermvegetation in Rheinland-Pfalz und Nachbargebieten; *Schriftenreihe für Vegetationskunde*: 7, Bundesanstalt für Vegetationskunde, Bonn-Bad Godesberg.

- KORNECK D., LANG W. & REICHERT H. [Hrsg]** (1988): *Rote Liste der in Rheinland-Pfalz ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen - Stand: 1985*; Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz
- KOSACK L., FORTMANN L., LAUDAN S., RÜTTEN L. & MÖSELER B. M.** (2013): Veränderungen der Rheinuferflora im Bonner Stadtgebiet seit den 90er Jahren; *Decheniana* 166: 17-36.
- KOWARIK I.** (1988): *Zum menschlichen Einfluss auf Flora und Vegetation: Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West)*; TU, Univ.-Bibliothek, Abt. Publikation, Berlin.
- KOWARIK I.** (1999): Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. In: *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege: Kompendium zu Schutz und Entwicklung von Lebensräumen und Landschaften* (Hrsg. W. Konold u.a.); S. 1-18.
- KOWARIK I. & BOYE P.** (2003): *Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa*; S. 380, Ulmer, Stuttgart.
- KOWARIK I. & SUKOPP H.** (2000): Zur Bedeutung von Apophytie, Hemerochorie und Anökophytie für die biologische Vielfalt; *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 32: 167-182.
- KRÄMER D. & FARTMANN T.** (2007): Syntaxonomie und Ökologie der flussuferbegleitenden Pioniergesellschaften des *Chenopodium glauci* (Klasse: Bidentetea tripartitae) an der unteren Oder; *Tüxenia* 27: 195-219.
- KRAUSE A.** (1982): Flußufer-Vegetationszonierung und gewässerkundliche Statistik - ein Beitrag vom unteren Rhein bei Bonn; *Natur und Landschaft* 57 Jg. (10): 341-344.
- KRAUSE A.** (1983): Zur Entwicklung des Seifenkraut-Queckenrasens (*Saponaria officinalis*-*Agropyron repens*-Gesellschaft) im Mündungsgebiet der Ahr; *Decheniana* 136: 20-29.
- KRAUSE A.** (1987): Zur Wiederbesiedlung einer Bonner Rheinufermauer mit Pflanzen nach jahrelangem Herbizideinsatz; *Natur und Landschaft* 62. Jg (9): 369-372.
- KRAUSE A.** (1990a): Neophyten an der Ahr - Stand der Ausbreitung 1988; *Tüxenia* 10: 49-55.
- KRAUSE A.** (1990b): Zur Besiedlung natürlicher und künstlich befestigter Abschnitte des Rheinufers (Mittelrheintal) mit Pflanzen. In: *Biologie des Rheins*; S. 461-465. Gustav-Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- KRAUSE A.** (1998): Das Pfefferkraut oder die Breitblättrige Kresse (*Lepidium latifolium* L.) wieder in Nordrhein-Westfalen bestätigt; *Decheniana* 151.
- KRAUSE A.** (2001): Rheinbuhnen bei Bonn, ein beständig-unsteter Lebensraum; *Natur am Niederrhein, Neue Folge* 16: 71-76.
- KREMER B. P.** (2010a): Das Untere Mittelrheintal. In: *Rheinische Heimatpflege; Neue Folge* S. 31.
- KREMER B. P.** (2010b): *Der Rhein - von den Alpen bis zur Nordsee*; Mercator-Verlag, Duisburg.
- KREMER B. P.** (2012): Die Tallandschaft des unteren Mittelrheingebietes; <http://www.kreis.aw-online.de/kvar/VT/hjb1990/hjb1990.18.htm>; Zugriff: 14.01.2012
- KRUMBIEGEL A.** (2003): Diversität und Dynamik der Ufervegetation an der Mittel-Elbe zwischen Wittenberge und Havelberg; *Tüxenia* 23: 315-345.
- KRUMBIEGEL A.** (2007): Wirtsspektrum, Soziologie und Standortansprüche der Amerikanischen Grob-Seide (*Cuscuta campestris* Yuncker) an der mittleren Elbe; *Berichte des Botanischen Vereins zu Hamburg* 23: 27-51.

- KRUMBIEGEL A.** (2008): Dynamik der Uferflora in einem Abschnitt der mittleren Elbe zwischen 1999 und 2007; *Hercynia* 41: 63-82.
- KUNICK W.** (1974): Veränderung von Flora und Vegetation einer Großstadt am Beispiel von Berlin (West); Dissertation, S. 472. TU Berlin, Berlin.
- KUNICK W.** (1983): *Biotopkartierung in Köln: Landschaftsökologische Grundlagen*; T.3, S. 304, Köln.
- KUŽELOVA I. & CHYTRÝ M.** (2004): Interspecific associations in phytosociological data sets: how do they change between local and regional scale?; *Plant Ecology* 173: 247-257.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA)** (2001): *Die Gewässerstrukturkarte der Bundesrepublik Deutschland*; Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.
- LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (LANUV)** (2011): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung; *LANUV-Fachbericht* 36: S. 536.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUF SICHT (LUWG)** (2005): Hydrologischer Atlas Rheinland-Pfalz; 44 Bl.
- LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (LUA)** (2001): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen - Anleitung für die Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer; *Merkblätter* 26: 150.
- LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (LUA)** (2003a): Morphologisches Leitbild Niederrhein; *Merkblätter* 41: 58.
- LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (LUA)** (2003b): Vegetationskundliche Leitbilder und Referenzabschnitte für die Ufer- und Auenvegetation des Rheins in Nordrhein-Westfalen; *Merkblätter* 40: 76.
- LAUDAN S. & RÜTTEN L.** (2009): Zur Biodiversität der Rheinuferflora im Bonner Stadtgebiet; Diplomarbeit an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Bonn.
- LEYER I. & WESCHE K.** (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie*; S. 221, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- LOHMEYER W.** (1954): Über die Herkunft einiger nitrophiler Unkräuter Mitteleuropas; *Vegetatio* 5/6 (1): 63-65.
- LOHMEYER W.** (1970a): Über das Polygono-Chenopodietum in Westdeutschland unter besonderer Berücksichtigung seiner Vorkommen am Rhein und im Mündungsgebiet der Ahr; *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 5: 7-28.
- LOHMEYER W.** (1970b): Zur Kenntnis einiger nitro- und thermophiler Unkrautgesellschaften im Gebiet des Mittel- und Niederrheins; *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 8: 29-43.
- LOHMEYER W.** (1971): Über einige Neophyten als Bestandsglieder der bach- und flußbegleitenden nitrophilen Staudenfluren in Westdeutschland; *Natur und Landschaft* 46. Jg (6): 166-168.
- LOHMEYER W.** (1975): Über flußbegleitende nitrophile Hochstaudenfluren am Mittel- und Niederrhein; *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 8: 79-98.
- LOHMEYER W.** (1981): Über die Flora und Vegetation der dem Uferschutz dienenden Bruchsteinmauern, -pflaster und -schüttungen am nördlichen Mittelrhein; *Natur und Landschaft* 56 (7/8): 253-260.
- LOHMEYER W.** (1982): Über den natürlichen Bewuchs der Ufermauern und -pflaster entlang dem Mittelrhein; *Rheinische Heimatpflege* 19: 257-261.



- LOHMEYER W. & SUKOPP H.** (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas; *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 25: 1-185.
- LOOS G. H., KEIL P. & HENTSCH M.** (2003): *Bidens frondosa anomala* - Varietät, Form oder Art? *Floristische Rundbriefe* 37: 95-101.
- LÖSCH R., DERICKS G. & SCHMITZ U.** (2009a): Veränderung von Lebensräumen durch Invasionen. In: *Biologische Invasionen und Phytodiversität - Auswirkungen und Handlungsoptionen* (Hrsg. W. Bleeker & H. Hurka); S. 11-13. Universität Osnabrück.
- LÖSCH R., LEIBLEIN M. & SCHMITZ U.** (2009b): Ökologische Ansprüche von *Ambrosia*. In: *Biologische Invasionen und Phytodiversität - Auswirkungen und Handlungsoptionen* (Hrsg. W. Bleeker & H. Hurka); S. 22-23. Universität Osnabrück.
- LÖSCH R., SCHMITZ U. & COURTS F.** (1995): *Cuscuta* am Niederrhein: Verbreitungsfähigkeit und Wasserpotentialgradienten zwischen Wirt und Parasit; *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 24: 567-570.
- LÖSCH R., SCHMITZ U. & DERICKS G.** (2007): Neophyten und Global Change. In: *Von lokalem Handeln und globaler Verantwortung: 100 Jahre staatlicher Naturschutz; 28. Deutscher Naturschutztag 2006*; S. 128-137.
- LUDEWIG E.** (1999): Direkte und indirekte anthropogene Beeinflussung und Veränderung der Ufervegetation der Saar; *Dissertationes Botanicae*: 301, J. Cramer, Berlin-Stuttgart.
- LUDWIG G. & SCHNITTLER M.** (1986): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands; *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 28: 744.
- MCCUNE B. & GRACE J. B.** (2002): *Analysis of ecological communities*; Gleneden Beach, Oregon.
- MEINERT S., OTTICH I. & ZIZKA G.** (2009): Anthropochore Aster-Arten (*Asteraceae*) in Frankfurt am Main; *Botanik und Naturschutz in Hessen* 22: 91-106.
- MICHALCOVÁ D., LVONČIK S., CHYTRÝ M. & HAJEK O.** (2011): Bias in vegetation databases? A comparison of stratified-random and preferential sampling; *Journal of vegetation science* 22 (2): 281-291.
- MICHL T., DENGLER J. & HUCK S.** (2010): Montane-subalpine tall-herb vegetation (*Mulgedio-Aconitetea*) in central Europe: large-scale synthesis and comparison with northern Europe; *Phytocoenologia* 40 (2-3):117-154.
- MOOR M.** (1958): Pflanzengesellschaften schweizerischer Flussauen, *Mittl. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswes.* 34:4, S. 1-360, Zürich.
- MOOR M.** (1985): Das *Potentillo-Festucetum arundinaceae*, eine Teppichgesellschaft; *Tüxenia* 5: 223-236.
- MÖSELER B. M., SIEVERS R. & ALVAREZ M.** (2009): Diversitätsanalyse unter Verwendung des Programmes DiversityCalc am Beispiel eines Wald-Transektes vom Aremberg in der Osteifel; *Decheniana* 162: 67-78.
- MOSNER E. & HORCHLER P.** (2011): Tagungsband KLIWAS - Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland - Potenzielle Entwicklung der Auenvegetation an der Elbe. In: *2. Statuskonferenz am 25. und 26. Oktober 2011*; S. 106-110, BMVBS, Berlin.
- MUCINA L. M. & VAN DER MAAREL E.** (1989): Twenty years of numerical syntaxonomy; *Vegetatio* 81 (1-2): 1-5.

- MÜLLER N.** (1995): River dynamics and floodplain vegetation and their alterations due to human impact; *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 101: 477-512.
- MÜLLER N. & OKUDA S.** (1998): Invasion of alien plants in floodplains - a comparison of europe and japan. In: *Plant invasions: ecological mechanisms and human responses* (Hrsg. U. Starfinger, K. Edwards, I. Kowarik & M. Williainson); S. 321-332, Leiden.
- NAIMAN R. J., DÉCAMPS H. & POLLOCK M.** (1993): The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity; *Ecological Applications* 3: 209-212.
- NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND (NABU)** (2010): Flusssufer im urbanen Raum: Potential für Naturschutz & Erholung und Empfehlungen zu Konfliktmanagement & Unterhaltung – Abschlussbericht; Bühl.
- NEOFLORA** (2013): Invasive gebietsfremde Arten in Deutschland; <http://www.floraweb.de/neoflora/>, Zugriff: 21.02.2013
- NESTMANN F. & BÜCHELE B.** (2002): Morphologie der Elbe - Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD; S. 468, Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe.
- NEZADAL W. & BAUER M.** (1996): Der Einfluß von Neophyten auf die uferbegleitende Vegetation an Fließgewässern in Mittelfranken. In: *Ufervegetation von Flüssen* (Hrsg. D. Brandes); Braunsch. Geobot. Arb., 4: 243-258, Braunschweig.
- NOWACK R.** (1996): Die Bedeutung der befestigten Uferböschungen des Rheins zwischen Speyer und Mannheim als Rückzugsort für seltene Pflanzen der Rheinaue. In: *Ufervegetation von Flüssen* (Hrsg. D. Brandes); Braunsch. Geobot. Arb., 4: 239-242, Braunschweig.
- OBBERDORFER E.** (1992a): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften: Teil IV: Wälder und Gebüsche*; Gustav Fischer Verlag, Jena.
- OBBERDORFER E.** (1992b): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften; Teil I: Fels- und Mauergesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften*; Gustav Fischer Verlag, Jena.
- OBBERDORFER E.** (1993a): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften: Teil III: Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften*; Gustav Fischer Verlag, Jena.
- OBBERDORFER E.** (1993b): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften; Teil II: Sand- und Trockenrasen, Heide- und Borstgrasgesellschaften, alpine Magerrasen, Saum-Gesellschaften, Schlag- und Hochstaudenfluren*; Gustav Fischer Verlag, Jena.
- OBBERDORFER E.** (2001): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete*. 8. Auflage, Ulmer, Stuttgart.
- OPPERMANN F. W. & BRANDES D.** (1993): Die Uferflora der Oker; *Braunschweiger naturkundliche Schriften* Heft 4 (2): 381-414.
- OSTENDORP W., DIENST M., DORSCH H. & OSTENDORP J.** (2009): Naturschutzfachliche Interpretationsmöglichkeiten gewässerstruktureller Seeuferkartierungen am Beispiel des HMS-Verfahrens; *Natur und Landschaft* Jg. 84 (12): 545-552.
- OTTE A.** (1996): Zur Phänologie der Pioniervegetation an Flußufern. In: *Ufervegetation von Flüssen* (Hrsg. D. Brandes); Braunsch. Geobot. Arb., 4: 322-345, Braunschweig.
- OTTICH I.** (2005): *Solidago canadensis* und *Solidago gigantea* in Frankfurt am Main; *Botanik und Naturschutz in Hessen* 18: 55-66.

- PASSARGE H.** (1965): Über einige interessante Stromtalgesellschaften der Elbe unterhalb von Magdeburg; *Abh. Ber. Naturkd. Vorgesch. Magdeburg* 11 (4): 83-93.
- PASSARGE H.** (1976): Über Schleier- und Staudengesellschaften mitteleuropäischer Ufersäume; *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 11: 137-162.
- PASSARGE H.** (1993): Lianenschleier-, fluviatile und ruderales Staudengesellschaften in den planaren Elb- und Oderaue; *Tüxenia* 13: 343-371.
- PATZKE E. & STIERWALDT K.** (1960): Die Flora des Messtischblattes Bonn; *Decheniana* 113: 113-142.
- PEET R., K. & ROBERTS D. W.** (2013): Classification of natural and semi-natural Vegetation. In: *Vegetation ecology* (Hrsg. E.v.d. Maarel & J. Franklin); S. 28-60. Wiley-Blackwell, Hoboken, NJ [u.a.].
- PHILIPPI G.** (1984): Bidentetea-Gesellschaften aus dem südlichen und mittleren Oberrheingebiet; *Tüxenia* 4: 49-79.
- PHILIPPI G.** (1995): Das Eleocharitetum acicularis im südlichen und mittleren Oberrheingebiet; *Tüxenia* 5: 59-72.
- POTT R.** (1992): *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*; S. 427, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- POTTGIESSER T. & HALLE M.** (2004): Entwicklung einer (Abschnitts-)Typologie für den natürlichen Rheinstrom; Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), Essen.
- PYSEK P. & PRACH K.** (1994): How important are rivers for supporting plant invasions? In: *Ecology and management of invasive riverside plants* (Hrsg. L.C. de Waal et al.); S. 19-26. Wiley, Chichester.
- REICHHOLF-RIEHM H.** (1993): Der Lebensraum Aue; *Mitt. Zool. Ges. Braunau* Bd. 5 (17-19): 315-327.
- REMY D.** (1996): Phänologische und standortkundliche Beobachtungen an Uferböschungen der mittleren Saale. In: *Ufervegetation von Flüssen* (Hrsg. D. Brandes); Braunschw. Geobot. Arb., 4: 117-132, Braunschweig.
- RENNWALD E.** (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands: mit Datenservice auf CD-ROM; Referate und Ergebnisse des gleichnamigen Fachsymposiums in Bonn vom 30.06. - 02.07.2000; *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, Bd. 35., Bundesamt für Naturschutz, <http://www.gbv.de/dms/bs/toc/343988747.pdf>
- RHEINLANDWETTER** (2013): <http://www.rheinlandwetter.de/pgs/jahresmitteltemperatur.php>, Zugriff: 15.02.2013
- RIECKEN U., FINCK P., RATHS U., SCHRÖDER E. & SSYMANK A.** (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. 2. fortgeschriebene Fassung; *Natursch. Biol. Vielfalt* 34: 1-318.
- ROLEČEK J.** (2007): Formalized classification of thermophilous oak forests in the Czech Republic: what brings the Cocktail method?; *Preslia* 79: 1-21.
- ROLEČEK J., TICHÝ L., ZELENÝ D. & CHYTRÝ M.** (2009): Modified TWINSpan classification in which the hierarchy respects cluster heterogeneity; *Journal of vegetation science* 20 (4): 596-202.
- RUNYON J., B., MESCHER M. C. & DE MORAES C. M.** (2006): Volatile Chemical Cues Guide Host Location and Host Selection by Parasitic Plants; *Science* 313: 1964-1967.
- SANDER C.** (1996): Der Einfluss der Ufermorphologie auf die Artzusammensetzung an den Ufern der Mittel- und Unterelbe zwischen Aken und Schönebeck. In: *Ufervegetation von Flüssen* (Hrsg. D. Brandes); Braunschw. Geobot. Arb., 4: 25-33, Braunschweig.

- SÄUMEL I. & KOWARIK I.** (2010): Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind-dispersed invasive tree species; *Landscape and Urban Planning* 94 (3-4): 244-249.
- SCHAMINÉE J. H., WEEDA E. J. & WESTHOFF V.** (1998): *De vegetatie van Nederland - 4. Deel: Plantengemeenschappen van de kust en van binnenlandse pioniermilieus*; S. 346, Uppsala.
- SCHMIDT W.** (2012): Wie naturnah sind Naturwaldreservate? Neophyten und Therophyten als geobotanische Indikatoren; *forstarchiv* 83 (2): 93-108.
- SCHMITT H. P., SCHEIBLE A. & SCHULZE L.** (2006): Schwarzpappeln in NRW; *LÖBF-Mitteilungen* 3: 24-29.
- SCHMITZ J.** (2012): Rheinische Pflanzengesellschaften; <http://www.schmitzens-botanikseite.de/soz.htm>, Zugriff 13.02.2013
- SCHMITZ U.** (1999): Naturverjüngung und Identifizierung der Schwarzpappel (*Populus nigra*) am Niederrhein; *Decheniana* 152: 97-103.
- SCHMITZ U.** (2002): Untersuchungen zum Vorkommen und zur Ökologie neophytischer Amaranthaceae und Chenopodiaceae in der Ufervegetation des Niederrheins; S. 130, Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf.
- SCHMITZ U.** (2003): *Impatiens capensis* Meerb. am unteren Niederrhein - weitere Ausbreitung und standörtliche Einnischung des orangeblütigen Springkrautes; *Floristische Rundbriefe* 37: 31-36.
- SCHMITZ U.** (2009): Steigerung der Artenzahl durch Neophyten. In: *Biologische Invasionen und Phytodiversität - Auswirkungen und Handlungsoptionen* (Hrsg. W. Bleeker, H. Hurka); S. 5-6, Universität Osnabrück.
- SCHMITZ U.** (2010): Neophyten-Kolonisation. In: *Fokus Biodiversität – Wie Biodiversität in der Kulturlandschaft erhalten und nachhaltig genutzt werden kann* (Hrsg. S. Hotes, V. Wolters); S. 117-125. Oekom-Verlag, München.
- SCHMITZ U. & LÖSCH R.** (1995): Vorkommen und Soziologie der *Cuscuta*-Arten in der Ufervegetation des Niederrheins; *Tüxenian* 15: 373-385.
- SCHMITZ U. & LÖSCH R.** (2005): Neophyten und C<sub>4</sub>-Pflanzen in der Auenvegetation des Niederrheins; *Decheniana* 158: 55-77.
- SCHOLZ H.** (1996): Ursprung und Evolution obligatorischer Unkräuter; *Schriften zu Genetischen Ressourcen* 4: 109-129.
- SCHOLZ M. H., DZIOCK, F., STAB, S., FOECKLER, F. [HRSG.]** (2009): *Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue*; Ulmer, Stuttgart.
- SCHOOLMASTER D.** (2004): Ecology and host interactions of the angiosperm parasite *Cuscuta gronovii* (Convolvulaceae) Willd. in southeastern Michigan wetlands; University of Michigan.
- SCHUBERT R., HILBIG W. & KLOTZ S.** (2001): *Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands*; S. 472, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- SCHULDES H.** (1995): Das Indische Springkraut (*Impatiens glandulifera*): Biologie, Verbreitung, Kontrolle. In: *Gebietsfremde Pflanzenarten* (Hrsg. R. Böker, S. Schmidt-Fischer); Ecomed, Landsberg.
- SCHUMACHER W. H. [HRSG.]** (1995): *Atlas der Farn- und Blütenpflanzen des Rheinlandes*.
- SCHWABE A. & KRATOCHWIL A.** (1991): Gewässer-begleitende Neophyten und ihre Beurteilung aus Naturschutz-Sicht unter besonderer Berücksichtigung Südwestdeutschlands; *Berichte Norddeutsche Natursch. Akad.* 4/1: 14-27.

- SEBALD O., PHILIPPI G. & WÖRZ A.** (1996): *Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs - Band 5*; Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SEBALD O., SEYBOLD S. & PHILIPPI G.** (1992a): *Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs - Band 4*; Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SEBALD O., SEYBOLD S. & VOGGESBERGER M.** (1992b): *Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs - Band 3*; Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SIEBEL H. N. & BLOM C. W. P. M.** (1998): Effects of irregular flooding on the establishment of tree species; *Acta Bot. Neerl.* 47 (2): 231-240.
- SIEDENTOPF Y. & BRANDES D.** (2001): *Cucubalus baccifer* L. 1753 als Stromtalpflanze an der mittleren Elbe; *Braunschweiger naturkundliche Schriften* 6 (2): 485-500.
- SIEDENTOPF Y. & BRANDES D.** (2010): *Analyse der Uferflora der Ilse (Harz/Harzvorland) unter besonderer Berücksichtigung von Nitrophyten und Neophyten*; S. 22, Inst. für Pflanzenbiologie, Univ.-Bibl., Braunschweig.
- SIEDENTOPF Y.** (2006): Vegetationsökologie von Stromtalpflanzengesellschaften (*Senecionion fluviatilis*) an der Elbe; Dissertation im Fachbereich für Biowissenschaften und Psychologie der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig.
- ŠILC U.** (2003): Vegetation of the class *Salicetea purpureae* in Dolenjska (SE Slovenia); *Fitosociologia* 40 (2): 3-27.
- STEUBE U. & BRANDES D.** (1994): Artenreichtum und Vegetationsinventar dörflicher Gewässerufer - dargestellt an Beispielen aus dem nördlichen Harzvorland (Sachsen-Anhalt); *Braunschweiger naturkundliche Schriften* 4 (3): 609-624.
- STORL W.-D.** (2012): *Wandernde Pflanzen*; AT Verlag, Aarau, München.
- SUKOPP H.** (2004): Human-caused impact on preserved vegetation; *Landscape and Urban Planning* 64 (4): 347-355.
- SUKOPP H.** (2008): Apophyten in der Flora von Mitteleuropa; *Braunschweiger geobotanische Arbeiten* 9: 443-458.
- TÄUBER T.** (2000): Phänologische Daten als Hilfsmittel zur syntaxonomischen Differenzierung von Pionierbeständen - dargestellt am Beispiel von Zwergbinsen-Gesellschaften; *Tüxenia* 20: 365-374.
- TÄUBER T. & PETERSEN J.** (2000): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands, Isoëto Nanojuncetea (D1) - Zwergbinsen-Gesellschaften; *Floristisch-Soziologische Arbeitsgemeinschaft* 7: S. 87.
- TICHÝ L. & HOLT J.** (2006): JUICE - program for management, analysis and classification of ecological data; Masaryk University, Brno.
- TITTIZER T., SCHLEUTER A. & SCHLEICHERT U.** (1986): *Untersuchungen zum biologisch-ökologischen Verhalten von LD-Schlacke im Rhein*; S. 34, Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- TREPL L. & SUKOPP H.** (1993): Zur Bedeutung der Introduktion und Naturalisation von Pflanzen und Tieren für die Zukunft der Artenvielfalt. In: *Dynamik von Flora und Fauna - Artenvielfalt und ihre Erhaltung*; S. 127-142, München.
- TÜXEN R.** (1956): Die heutige potenzielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung; *Angewandte Pflanzensoziologie (Stolzenau)* 13 (1-4): 5-42.

- VAN GROENWOUDE H.** (1992): The robustness of Correspondence, Detrended Correspondence and TWINSpan Analysis; *Journal of vegetation science* 3 (2): 239-246.
- VERBÜCHELN G.** (1990): Flora und Vegetation des Altrheingebietes bei Düsseldorf-Urdenbach; *Decheniana* 143: 1-62.
- VOSER-HUBER M. L.** (1983): Studien an eingebürgerten Arten der Gattung *Solidago* L.: Probleme mit *S. gigantea*, *S. canadensis* u. *S. graminifolia* in Naturschutzgebieten d. Schweizer. Mittellandes; *Dissertationes Botanicae* 68, Cramer, Vaduz.
- WAGENITZ G., CONERT H. J. & HEGI G. [Hrsg].** (1979): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa* Parey, 6 Spermatophyta, Angiospermae, Dicotyledones 4 3 Compositae 1, 2., völlig Neubearb. Auflage; S. 366, Berlin [u.a.].
- WAHL D.** (1993): Gewässerunterhaltungsplan (GUP) für die Bundeswasserstraße Rhein von Bonn-Mehlem bis Köln-Porz. Bundesanstalt für Gewässerkunde; Ref. U2, Koblenz.
- WALENTOWSKI H. & KARRER G.** (2006): Die Schwarzpappel in den Pflanzengesellschaften der Auen; *LWF-Wissen* 32: 13-18.
- WÄRNER C.** (2009): Ökologie und Biologie gefährdeter Stromtalpflanzen; Dissertation im Fachbereich Biologie/Chemie der Universität Bremen.
- WEBER E. & JAKOBS G.** (2004): Biological flora of central Europe: *Solidago gigantea* Aiton; *Flora* 200: 109–118.
- WELLER M.** (2013): Die Diasporenbank ausgewählter Ufertypen am Mittelrhein zwischen Koblenz und Bonn - Auswertung, Vergleich Diasporenbank, Aufwuchs; Bachelorarbeit in der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- WILLNER W.** (2011): Unambiguous assignment of relevés to vegetation units: the example of the Festuco-Brometea and Trifolio-Geranietea sanguinei; *Tüxenia*: 271-282.
- WILLNER W., TICHÝ L. & CHYTRÝ M.** (2009): Effects of different fidelity measures and contexts on the determination of diagnostic species; *Journal of vegetation science* 20 (1): 130-137.
- WILLMANNS O.** (1998): *Ökologische Pflanzensoziologie: eine Einführung in die Vegetation Mitteleuropas*; Quelle & Meyer, Wiesbaden [u.a.].
- WIRTGEN P. W.** (1841): *Flora des Regierungsbezirks Coblenz*; Hölscher, Dubois und Werle, S. 238, Coblenz.
- WIRTGEN P. W.** (1842): *Prodromus der Flora der preussischen Rheinlande*. Henry & Cohen, Bonn.
- WISSKIRCHEN R.** (1989): Zur Verbreitung und Kennzeichnung von *Xanthium saccaratum* Wallr. am Widder an Rhein und Mosel; *Decheniana* 142: 29-38.
- WISSKIRCHEN R.** (1995): Verbreitung und Ökologie von Flußuferpioniergesellschaften (*Chenopodium rubri*) im mittleren und westlichen Europa; *Dissertationes Botanicae* 236, J. Cramer, Berlin-Stuttgart.
- WISSKIRCHEN R.** (2011): Polygonaceae – Bestimmungsschlüssel für die in Deutschland und angrenzenden Regionen wachsenden Knöterichgewächse; [http://offene-naturfuehrer.de/wiki/Polygonaceae\\_-\\_Bestimmungsschlüssel\\_für\\_die\\_in\\_Deutschland\\_und\\_angrenzenden\\_Regionen\\_wachsenden\\_Knöterichgewächse\\_\(Rolf\\_Wißkirchen\)](http://offene-naturfuehrer.de/wiki/Polygonaceae_-_Bestimmungsschlüssel_für_die_in_Deutschland_und_angrenzenden_Regionen_wachsenden_Knöterichgewächse_(Rolf_Wißkirchen)); Zugriff: 14.7.2012
- WISSKIRCHEN R., HAEUPLER H., UPPENBRINK M., ADOLPHI K. & ALBERS F.** (1998): *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*; Ulmer, Stuttgart.

**WITTIG R.** (1978): Zur pflanzensoziologischen und ökologischen Stellung ruderaler Bestände von *Solidago canadensis* L. und *Solidago gigantea* Ait. (Asteraceae) innerhalb der Klasse Artemisietea; *Decheniana* 131: 33-38.

**WOLF T. & THOMAS P.** (2001): Vegetation und Flora der Nördlichen Oberrheinebene, des Nordschwarzwaldes und des Stromberges. In: *Exkursionsführer zur 51. Jahrestagung der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft* (Hrsg. B.A. Südwestdeutschland); S. 150, Karlsruhe.

**WURZEL A., BORCHERS U., DREWS M. & WEINBERGER P.** (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung; *Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege*: 81, (Hrsg. Deutscher Rat für Landespflege), S. 128., Bonn.

**ZACHARIAS D. & GARVE E.** (1996): Verbreitung und Häufigkeit von Stromtalpflanzen im ehemaligen Amt Neuhaus (Mittelelbe, Lkr. Lüneburg). In: *Ufervegetation von Flüssen* (Hrsg. D. Brandes); S. 35-58, Braunschweig.

**ZAHLEHEIMER W. A.** (2001): Die Farn- und Blütenpflanzen Niederbayerns, ihre Gefährdung und Schutzbedürftigkeit: mit Erfassung einer Roten Liste; *Hoppea* 62: 5-347.

**ZECHMEISTER H. G., SAUBERER N., MOSER D. & GRABHERR G.** (2002): Welche Faktoren bestimmen das Vorkommen von Pflanzen in der österreichischen Kulturlandschaft? In: *10. Österreichisches Botanikertreffen, 30. Mai - 1. Juni 2002*; Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, A-8952 Irdning.

**ZILLIG H.** (1942): Über das Auftreten der Weiden-Seide (*Cuscuta lupuliformis*) im Moseltal; *Angewandte Botanik* 24: 149-163.

## 8.2 Kartenmaterial

- Digitale Geobasisinformation des Landes Rheinland-Pfalz: Digitale Orthophotos (20 cm Bodenauflösung) von 2009 mit Nutzungsbedingungen vom 21.12.2010
- Luftbilder NRW; Befliegung von 2010; ausgegeben 15.06.2011
- DBWK2: Digitale Bundeswasserstraßenkarte der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) im Maßstab 1: 2000 vom 27.04.2010

## 8.3 Verwendete Software

- JUICE, Programmversion 7.0.68 (<http://www.sci.muni.cz/botany/juice>)
- Turboveg 2.101 (<http://www.synbiosys.alterra.nl/turboveg/>)
- PC-ORD 5, Ver. 5.33
- ArcGIS 10,0 Fa. ESRI (<http://www.esri.com>)
- MicroSoft Access 2003
- BricsCAD V13